

Juan Herrero Isern (jhi@eead.csic.es) and **Carmen Castañeda del Álamo** (ccastaneda@eead.csic.es), Director and Author respectively of this thesis, belong for years to the scientific staff of the Estacion Experimental de Aula Dei (EEAD-CSIC).

Las saladas del sur de Monegros: facies, régimen hídrico y estado actual

Tesis Doctoral

por

Carmen Castañeda del Álamo

2004



**CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y TECNOLOGÍA
AGROALIMENTARIA DE ARAGÓN**



UNIVERSIDAD DE ZARAGOZA

RESUMEN

Los humedales son lugares de interés prioritario en las políticas ambientales orientadas a la conservación de hábitats singulares. Los humedales de medios áridos descritos en otros países suelen estar en áreas desérticas de África, Asia, Australia o las Américas, mientras que en Europa tienen una representación muy escasa. Las saladas de Bujaraloz-Sástago, objeto de esta Tesis, constituyen una de las poquísimas muestras de este tipo de hábitats en Europa; su conservación está amenazada por la transformación en regadío de la plataforma endorreica donde se ubican. En estos humedales confluyen aspectos bióticos singulares con aspectos abióticos, no menos interesantes por estar menos estudiados. La valoración de las saladas exige el conocimiento de dichos aspectos y su divulgación, incluso entre los responsables de la gestión del territorio.

El objetivo de esta Tesis ha sido estudiar las saladas del sur de Monegros mediante datos de campo y de satélite disponibles, extrayendo información retrospectiva acerca de sus facies y de su estado hídrico. Para ello (i) se han tratado imágenes Landsat desde 1985 hasta 2000, utilizando las escasas observaciones de agua disponibles; (ii) se han integrado observaciones de campo, actuales y de otros autores, con la información suministrada por las imágenes de satélite. Con ello se han discriminado y catalogado cinco facies dentro de las saladas, cuyo seguimiento permitiría conocer la posible alteración derivada, por ejemplo, de la instalación de los nuevos regadíos; (iii) se ha avanzado en el conocimiento del régimen hídrico de las saladas, por un lado explorando su comportamiento frente a la precipitación y la evapotranspiración, y por otro lado actualizando el balance hídrico en la plataforma y en varias saladas seleccionadas; (iv) por último, se han evaluado los cambios en las saladas en las últimas décadas y su estado actual estableciendo índices que permiten cuantificar las observaciones y sistematizar su estudio.

La Tesis deja constancia del estado actual de las saladas y de su régimen hídrico; además, la metodología propuesta para ambos estudios permite integrar nuevos datos. Estos pueden surgir del avance de la transformación del territorio o de nuevos criterios introducidos para valorar las saladas. También se podrían incorporar observaciones sobre los efluentes de riego, parámetros edáficos o topografías actualizadas, si se desea afinar el balance hídrico.

El reconocimiento de humedales es una tarea de interés internacional, por ello hay muchos estudios que emplean la teledetección como herramienta básica de trabajo. En el sur

de Monegros, las imágenes de satélite adquiridas para otros estudios combinadas con las observaciones de agua existentes han suplido parcialmente la falta de alguna institución interesada en reemprender el seguimiento del agua de las saladas. Todo ello, junto con los datos del estado actual de las saladas tomados en la limitada campaña de campo, se ha incluido en un sistema de información geográfica. Éste ha servido para aglutinar y contrastar observaciones dispersas e inconexas, de diferentes fuentes, y algunas de gran valor histórico. Queda abierta la tarea de completar y continuar esta labor, pero de momento el registro aquí presentado es el único disponible de las últimas décadas en la historia de estos humedales.

El conocimiento de las saladas, la divulgación de sus valores y su reconocimiento oficial están dificultados por circunstancias como: el vacío legal existente para calificarlas como patrimonio geológico, cultural o natural; la falta de información para su valoración como humedales salinos singulares de importancia internacional; y el descrédito en su entorno social.

ABSTRACT

Wetlands are priority sites in environmental policies. Wetlands in arid zones are usually located in African, Asian, Australian or American deserts, while very scarce in Europe. The saladas of Bujaraloz-Sástago, studied in this Thesis, are a rare example of this kind of habitats in Europe; meanwhile, their conservation is threatened by landscape transformations in the endorheic platform hosting these saline scattered wetlands. From now, visible changes are due to the settlement of new irrigated lands and the associated works for agricultural intensification. These saladas gather both biotic and abiotic unique features requiring research in order to spread this information for taking decisions on land management.

The aim of this Thesis has been to study the saladas of the Monegros Desert, in NE Spain, using available ground and satellite observations, which have provided worthwhile historical data and additional information about their facies and hydric status. For this, (i) Landsat imagery from 1985 to 2000 is explored, using the scarce available field records; (ii) current and past field observations are integrated with remotely sensed data for discriminating and cataloging five facies whose monitoring would allow to detect disturbances of these wetlands; (iii) the knowledge of the saladas hydric regime is developed by exploring their hydric behavior with regards to previous rains and evaporation, and by updating the hydric balance in the platform and in several selected saladas; (iv) finally, the changes occurred in the saladas in the last decades are evaluated and their current status is studied using indexes for quantifying the filed observations and making systematic their study.

The register of the actual status and the hydric regime of the saladas in this Thesis, and the methods used allow to update the results with new data. These data would arise from the progress of landscape transformation or from new criteria to appraise the value of the saladas. In addition, observations of water flows from irrigated lands, soil parameters, or updated topography would be incorporated for refining the hydric balance.

Recognizing valuable wetlands is a task of international interest and many studies use remote sensing as a basic tool. In Southern Monegros, satellite imagery purchased for other purposes and combined with available retrospective water records, have surrogate the lack of institutions devoted or interested in monitoring these playa-lakes. All this information, merged with data about actual status registered during a limited field campaign, are included in a Geographic Information System, enabling to bind and contrast scattered observations,

from different sources, some of them of high historical value. Following and completing this work is an open task; for the moment the record presented in this work is the only available for the last decades of the history of these wetlands.

The knowledge about Monegros saladas, the spreading of their values, and their legitimate recognition, are difficult due to circumstances such as the lack of legal framework for their consideration as geological, cultural or natural heritage; the lack of information for cataloging them as arid and saline wetlands of international importance; and the discredit in its social environment.

ÍNDICE

TABLE OF CONTENTS

PRESENTACIÓN	1
Gestación	1
Estructura de la Tesis.....	1
 CAPÍTULO I: Introducción	 3
Justificación	5
Antecedentes.....	7
Objetivo	10
Bibliografía.....	11
 CAPÍTULO II: Landsat monitoring of playa-lakes in the Spanish Monegros Desert	 17
Abstract.....	19
Introduction	19
Study area	21
Material: ground data and satellite imagery	24
Methods.....	24
Results and discussion	28
Conclusions	32
References.....	33
 CAPÍTULO III: Devising facies within the playa-lakes of the Monegros Desert, Spain, with field and satellite data	 37
Abstract.....	39
Introduction	39
The playa-lakes of Bujaraloz-Sástago	41
Criteria used in the catalog	44
Catalog of facies	45
Water	47
Watery Ground.....	50
Wet Ground.....	53
Vegetated Ground.....	57
Dry Bare Ground	61
Extent variation of facies	64
Conclusions	68

References	69
------------------	----

CAPÍTULO IV: The water regime of the Monegros playa-lakes established

from ground and satellite data.....	73
Abstract	75
Introduction.....	75
Study area.....	77
Material	80
Methods.....	80
Results and discussion	82
1. Water presence variability obtained from ground data	82
2. Water surface variability considering the satellite data	87
3. Relationship between water depth and rainfall	92
4. Relationship between water surface and rainfall	97
5. Relationship between water depth and evaporation.....	98
6. Relationship between water surface and evaporation	99
7. Another factors.....	100
Conclusions	102
References	103

CAPÍTULO V: El balance de agua en humedales de medios áridos: aplicación a tres saladas de Monegros.....

1. Introducción.	109
2. Metodología y datos de partida.....	113
2.1. Introducción.	113
2.2. Balance de agua en la cuenca endorreica de Bujaraloz-Sástago.....	114
2.2.1. Programa BALAN 11	114
2.2.2. Opciones del programa empleadas	116
2.2.3. Datos de entrada en el programa.....	123
2.2.3.1. Datos meteorológicos.....	123
2.2.3.2. Datos del suelo	125
2.2.3.3. Otros coeficientes del programa	126
2.3. Balance de agua en cada salada	127
Datos de entrada.....	127
Tasa de precipitación.	128
Caudales	128
Tasa de evaporación.....	128
Relación entre volumen, superficie y calado	130

Superficie de evaporación capilar y tasa de evaporación capilar	132
Condiciones iniciales.....	133
2.4. Estrategia de aplicación.....	133
2.5. Criterios de validación.....	137
3. Resultados y discusión.....	138
3.1. Relación volumen-superficie-calado	138
3.2. Balance de agua	142
3.2.1. Primera hipótesis MON_1	142
3.2.2. Segunda hipótesis MON_2.....	147
3.2.3. Tercera hipótesis MON_3	151
3.2.4. Cuarta hipótesis MON_4.....	156
3.2.5. Quinta hipótesis MON_5.....	160
3.2.6. Sexta hipótesis MON_6.....	164
3.2.7. Resumen del balance de agua en cada salada.....	168
3.3. Incremento de la evaporación.....	173
4. Conclusiones.....	177
Bibliografía.....	179
Anejo	183

CAPÍTULO VI: El estado de las saladas del sur de Monegros analizado en entorno SIG

entorno SIG	223
1. Introducción.....	225
1.1. Antecedentes.....	225
1.2. Objetivo	232
2. Área de estudio.	232
2.1. Perspectiva y componentes.....	232
2.2. Indicadores visuales.....	234
3. Material.....	235
3.1. Publicaciones y estudios inéditos	236
3.2. Documentos cartográficos digitales	237
3.3. Observaciones de campo y satélite.....	238
3.4. Programas utilizados	239
4. Metodología.....	239
4.1. Análisis de los cambios perceptibles en las saladas	240
4.1.1. Elaboración del inventario actual de las saladas.	240
4.1.2. Cambios constatados en las saladas entre 1988 y 2003	241
4.2. Valoración del estado de las saladas... ..	244
4.2.1. La conservación de las saladas.	245

4.2.2. La vulnerabilidad de las saladas.....	247
4.2.3. Condición de las saladas.	253
5. Resultados y discusión	254
5.1. Inventario-2003	254
5.2. Evaluación de la degradación de las saladas.....	261
5.3. Condición de las saladas según su estado de conservación y su vulnerabilidad.....	265
5.3.1. Estado de conservación.....	265
5.3.2. Vulnerabilidad o exposición al deterioro	271
5.3.3. Condición de las saladas.	279
5.4. El SIG de las saladas	283
6. Conclusiones	289
Bibliografía.	292
Anejo.....	299
CAPÍTULO VII: Conclusiones y consideraciones finales.....	335
1. Conclusiones generales	337
2. Líneas de investigación futura	341
3. Recomendaciones.....	342

ÍNDICE DE FIGURAS, LÁMINAS Y MAPAS

LIST OF FIGURES, PLATES AND MAPS

CAPÍTULO I

Figura 1. Saladas estudiadas y municipios	5
Figura 2. Mapa litológico de la zona endorreica de Bujaraloz-Sástago	9

CAPÍTULO II

Figure 1. Location of the Monegros playa-lakes	21
Figure 2. Landsat 5 TM RGB 741 images.....	23
Figure 3. Diagram showing the information extraction process from the target images.....	26
Figure 4. Thematic classes in a fragment of the 2 April 1997 and 7 July 1997 target images.....	29
Figure 5. Water surface distribution in eight larger playa-lakes between 1985 and 2000	31

CAPÍTULO III

Figure 1: The remotely detected saladas of Monegros that are under study.	43
Figure 2. An example of a thematic map showing the facies distribution	46
Figure 3. The extent of Water facies from 1985 to 2000	48
Figure 4. Water spectral signature.....	48
Plate 1. Water facies in different saladas.....	49
Figure 5. The Watery Ground facies extent from 1985 to 2000.....	51
Figure 6. Watery Ground spectral signature.....	51
Plate 2. Watery Ground identified in different saladas	52
Figure 7. Wet Ground facies extent from 1985 to 2000.....	54
Figure 8. Wet Ground spectral signature.....	55
Plate 3. Different views of the saladas bed when the water sheet disappears	56
Figure 9. The extent of Vegetated Ground facies from 1985 to 2000.....	58
Figure 10. Vegetated Ground spectral signature	59
Plate 4. The Vegetated Ground facies is organized in fringes.....	60
Figure 11. The extent of Dry Bare Ground facies from 1985 to 2000	62
Figure 12. The Dry Bare Ground spectral signature	62
Plate 5. The Dry Bare Ground usually borders the saladas	63
Figure 19. Boxplots of the surface extent of each facies.....	65
Figure 20. Trend lines for each facies	66
Figure 21. Opposed extent of Wet Ground and Dry Bare Ground.....	66
Figure 22. Variation of the evaporative surface within the saladas.....	67

CAPÍTULO IV

Figure 1. Location of the studied playa-lakes digitized from Landsat imagery	78
Figure 2. The studied playa-lakes and the two main aquifers.....	79
Figure 3. Annual maximum depth of water	84
Figure 4. Monthly maximum values of water depth.....	85
Figure 5. Trend line drawn from the weekly measures of water depth	85
Figure 6. Similarity of the playa-lakes based in their water depth	86
Figure 7. Total water surface detected in Landsat imagery in every date	87
Figure 8. Seasonal variation of the total water surface	88
Figure 9. Water surface distribution	89
Figure 10. Percent of each playa-lake occupied by water in winter months	90
Figure 11. Similarity of the playa-lakes according with their water surface	91
Figure 12. Similarity between the dates of the images according to the water surface in the eight playa-lake	92
Figure 13. The maximum monthly water depth plotted together with the rainfall of the 30-day previous.....	93
Figure 14. Determination coefficients between the maximum monthly water depth and the accumulated rain.....	96
Figure 15. Dispersion plots of the weekly water depth face to the accumulated rainfall in the 30 and 180-previous days in La Playa and Salineta.....	97
Figure 16. Determination coefficients between the surface water and the accumulated rainfall.....	98
Figure 17. Determination coefficients between maximum monthly water depth and the accumulated ET_0	99
Figure 18. Determination coefficient between water surface and accumulated ET_0	100
Figure 19. Water occurrence plotted against the elevation.....	101

CAPÍTULO V

Figura 1. Localización de las saladas sobre las unidades litológicas.....	110
Figura 2. Localización de las saladas sobre las unidades acuíferas	111
Figura 3. Esquema de entradas y salidas de agua en el balance	114
Figura 4. Esquema de las principales componentes del balance.....	115
Figura 5. Evolución general de la función de humedad.....	119
Figura 6. Evolución de la capacidad de infiltración.....	120
Figura 7. Evolución de la relación ETR_i / ETP_i	121
Figura 8. Variación de la recarga o lluvia útil diferida	122
Figura 9. Precipitación media anual.....	124
Figura 10. Precipitación media mensual	124

Figura 11. Temperatura media mensual	125
Figura 12. Obtención de la geometría idealizada de la salada.....	131
Figura 13. Esquema de las seis hipótesis.....	135
Figura 14. Calados de referencia	141
Figura 15. Caudales diarios con la hipótesis MON_1	143
Figura 16. Calados diarios en La Playa, Salineta y Guallar con MON_1	146
Figura 17. Caudales diarios con la hipótesis MON_2	148
Figura 18. Calados diarios en La Playa, Salineta y Guallar con MON_2	150
Figura 19. Caudales diarios con la hipótesis MON_3	152
Figura 20. Calados diarios en La Playa, Salineta y Guallar con MON_3	154
Figura 21. Caudales diarios con la hipótesis MON_4	157
Figura 22. Calados diarios en La Playa, Salineta y Guallar con MON_4	159
Figura 23. Caudales diarios con la hipótesis MON_5	161
Figura 24. Calados diarios en La Playa, Salineta y Guallar con MON_5	162
Figura 25. Caudales diarios con la hipótesis MON_6	165
Figura 26. Calados diarios en La Playa, Salineta y Guallar con MON_6	167
Figura 27. Calado diario en La Playa, Salineta y Guallar con MON_6 para 135 mm de reserva útil y sin evaporación capilar	172
Figura 28. Calados diarios en La Playa, Salineta y Guallar con la hipótesis MON_6 para 135 mm de reserva útil y con varios incrementos de evaporación capilar	175
Figura 29. Valor del error cuadrático medio obtenido en las seis hipótesis aplicando incrementos del volumen de evaporación	176

CAPÍTULO V. Anejo

Figura A1. Calados diarios en La Playa generados por BALAN mediante la hipótesis MON_1 y con varios incrementos de evaporación capilar	187
Figura A2. Calados diarios en La Playa generados por BALAN mediante la hipótesis MON_2 y con varios incrementos de evaporación capilar	189
Figura A3. Calados diarios en La Playa generados por BALAN mediante la hipótesis MON_3 y con varios incrementos de evaporación capilar	191
Figura A4. Calados diarios en La Playa generados por BALAN mediante la hipótesis MON_4 y con varios incrementos de evaporación capilar	193
Figura A5. Calados diarios en La Playa generados por BALAN mediante la hipótesis MON_5 y con varios incrementos de evaporación capilar	195
Figura A6. Calados diarios en La Playa generados por BALAN mediante la hipótesis MON_6 y con varios incrementos de evaporación capilar	197
Figura A7. Calados diarios en Salineta generados por BALAN mediante la hipótesis MON_1 y con varios incrementos de evaporación capilar	199
Figura A8. Calados diarios en Salineta generados por BALAN mediante la hipótesis MON_2 y con varios incrementos de evaporación capilar	201

Figura A9. Calados diarios en Salineta generados por BALAN mediante la hipótesis MON_3 y con varios incrementos de evaporación capilar.....	203
Figura A10. Calados diarios en Salineta generados por BALAN mediante la hipótesis MON_4 y con varios incrementos de evaporación capilar.....	205
Figura A11. Calados diarios en Salineta generados por BALAN mediante la hipótesis MON_5 y con varios incrementos de evaporación capilar.....	207
Figura A12. Calados diarios en Salineta generados por BALAN mediante la hipótesis MON_6 y con varios incrementos de evaporación capilar.....	209
Figura A13. Calados diarios en Guallar generados por BALAN mediante la hipótesis MON_1 y con varios incrementos de evaporación capilar.....	211
Figura A14. Calados diarios en Guallar generados por BALAN mediante la hipótesis MON_2 y con varios incrementos de evaporación capilar.....	213
Figura A15. Calados diarios en Guallar generados por BALAN mediante la hipótesis MON_3 y con varios incrementos de evaporación capilar.....	215
Figura A16. Calados diarios en Guallar generados por BALAN mediante la hipótesis MON_4 y con varios incrementos de evaporación capilar.....	217
Figura A17. Calados diarios en Guallar generados por BALAN mediante la hipótesis MON_5 y con varios incrementos de evaporación capilar.....	219
Figura A18. Calados diarios en Guallar generados por BALAN mediante la hipótesis MON_6 y con varios incrementos de evaporación capilar.....	221

CAPÍTULO VI

Figura 1. Esquema de las ortofotos y Hojas del MTN del área de estudio.....	238
Figura 2. Esquema general de la metodología empleada.....	240
Figura 3. Método para establecer el índice de conservación (IC).....	246
Figura 4. Carreteras y vías pecuarias en 1988 y en 2003.....	248
Figura 5. Método para establecer la vulnerabilidad de las saladas	250
Figura 6. Superposición de las saladas del Inventario-2003 a la delimitación del PORN y del Regadío.....	252
Figura 7. Ejemplo de algunas observaciones de campo en 2003.....	255
Figura 8. Estado actual de las saladas: talud.....	255
Figura 9. Estado actual de las saladas: vertidos de piedras.....	256
Figura 10. Estado actual de las saladas: cultivos	256
Figura 11. Estado actual de las saladas: presencia de eflorescencias	257
Figura 12. Estado actual de las saladas: presencia de agua	257
Figura 13. Superposición de inventarios.....	259
Figura 14. Cambios observados en el talud de las saladas entre 1988 y 2003.....	261
Figura 15. Cambios observados en la invasión de cultivos en las saladas entre 1988 y 2003.....	262
Figura 16. Cambios observados en la presencia de vertidos de piedras en las saladas entre 1988 y 2003	263

Figura 17. La presencia de agua en 1988 y en 2003 en las saladas.....	264
Mapa 1. Estado de Conservación de las saladas establecido mediante el Índice de Conservación (IC).....	269
Figura 18. Saladas afectadas por el regadío. Diferencia entre IVA e IVP	274
Mapa 2. Vulnerabilidad actual de las saladas establecida mediante el Índice de Vulnerabilidad Actual IVA	275
Mapa 3. Vulnerabilidad previsible de las saladas establecida mediante el Índice de Vulnerabilidad Previsible IVP.....	277
Mapa 4. Condición actual de las saladas según el Índice de Conservación IC y el Índice de Vulnerabilidad Actual IVA.....	285
Mapa 5. Condición previsible de las saladas según el Índice de Conservación y el Índice de Vulnerabilidad Previsible IVP	287

CAPÍTULO VI. Anejo.

Figura A1. Ficha básica del Inventario Nacional de Humedales	301
Figura A2. Vistas de algunas saladas con Índice de Conservación muy bueno.....	315
Figura A3. Vistas de algunas saladas con Índice de Conservación bueno.....	317
Figura A4. Vistas de algunas saladas con Índice de Conservación medio.....	318
Figura A5. Vistas de algunas saladas con Índice de Conservación medio.....	319
Figura A6. Vistas de algunas saladas con Índice de Conservación malo.....	320
Figura A7. Vistas de algunas saladas con Índice de Conservación malo.....	321
Figura A8. Vistas de algunas saladas con Índice de Conservación muy malo.....	322
Figura A9. Vistas de algunas saladas con Índice de Conservación muy malo)	323
Figura A10. Saladas inundadas entre enero y marzo de 2003.....	324
Figura A11. Detalles de las eflorescencias salinas	325
Figura A12. Detalles de los cristales de sales.....	326
Figura A13. Algunos aspectos del fondo de las saladas cuando se evapora la lámina de agua.....	327
Figura A14. Las matas de <i>Arthrocnemum</i> y otros halofitos	328
Figura A15. La vegetación halófila	329
Figura A16. Saladas utilizadas como vertederos.....	330
Figura A17. Saladas degradadas.....	331
Figura A18. Algunos ejemplos de afecciones a las saladas debido a la intensificación agrícola.....	332
Figura A19. Algunos ejemplos de destrucción de la vegetación en los bordes de las saladas mejor conservadas	333

ÍNDICE DE TABLAS

LIST OF TABLES

CAPÍTULO II

Table 1. Dates of the satellite images used, and available ground data sources.....	25
Table 2. Correspondence between ground data sets and Landsat TM RGB 453 images, and signification as playa-lake status	27
Table 3. Thematic classes established, and their visual analysis checking.....	28

CAPÍTULO IV

Table 1. Months with water presence and absence (Berga, 1993).....	83
Table 2. Months with water presence and absence (Castañeda, 2002).....	83
Table 3. Values of the three first principal components obtained from the weekly water depth measures in the eight playa-lakes.....	86
Table 4. The bottom extent of the eight playa-lakes and their basin area.....	102

CAPÍTULO V

Tabla 1. Condiciones de partida en el balance aplicado a cada salada.	133
Tabla 2. Calado, superficie y volumen máximos de las tres saladas	138
Tabla 3. Datos para calcular la relación superficie – calado de Salineta.	139
Tabla 4. Relación de calados correspondientes a las superficies de agua detectadas mediante imágenes Landsat	140
Tabla 5. Valores medios anuales de las principales componentes del balance en la ejecución MON_1 para el periodo 1973-2000.....	143
Tabla 6. Valores medios anuales de las principales componentes del balance en la ejecución MON_2 para el periodo 1973-2000.....	147
Tabla 7. Valores medios anuales de los principales componentes del balance en la ejecución MON_3 para el periodo 1973-2000.....	152
Tabla 8. Valores medios anuales de los principales componentes del balance en la ejecución MON_4 para el periodo 1973-2000.....	156
Tabla 9. Valores medios anuales de las principales componentes del balance en la ejecución MON_5 para el periodo 1973-2000.....	161
Tabla 10. Valores medios anuales de las principales componentes del balance en la ejecución MON_6 para el periodo 1973-2000.....	164
Tabla 11. Valores medios interanuales de las componentes del balance en la plataforma endorreica de Bujaraloz-Sástago en el periodo 1973 – 2000	170
Tabla 12. Valores medios interanuales de las componentes del balance en las tres saladas estudiadas en el periodo 1993 – 1997.....	171

CAPÍTULO V. Anejo.

Tabla A1. Error cuadrático medio entre calados de referencia y calculados en cada ejecución del balance.....	185
Tabla A2. Coeficiente de determinación entre calados de referencia y calculados en cada ejecución del balance.....	186

CAPÍTULO VI

Tabla 1. Fuentes consultadas en la revisión toponímica y de inventarios de las saladas del sur de Monegros.....	236
Tabla 2. Documentos cartográficos empleados.....	237
Tabla 3. Rasgos comparados en los inventarios de 1988 y 2003	243
Tabla 4. Procedencia de las observaciones de agua	249
Tabla 5. Inventario-2003	260
Tabla 6. Intervalos establecidos en el Índice de Conservación	266
Tabla 7. Intervalos establecidos en el Índice de Vulnerabilidad Actual	272
Tabla 8. Intervalos establecidos en el Índice de Vulnerabilidad Previsible	273
Tabla 9. Matriz obtenida al cruzar el Índice de Conservación IC con el Índice de Vulnerabilidad Actual IVA	179
Tabla 10. Matriz de la Condición Actual de las saladas.....	280
Tabla 11. Matriz obtenida al cruzar el Índice de Conservación IC con el Índice de Vulnerabilidad Previsible IVP.....	281
Tabla 12. Matriz de la Condición Previsible de las saladas	281

CAPÍTULO VI. Anejo.

Tabla A1. Inventario de Comín y Sanz (1989).....	305
Tabla A2. Fechas de la campaña de campo 2002-2003 y saladas visitadas.....	307
Tabla A3. Componentes del Inventario-2003.....	308
Tabla A4. Transcripción del inventario de Comín y Sanz para las 40 saladas comunes con el Inventario-2003.....	309
Tabla A5. Cambios producidos entre 1988 y 2003 en el talud de las 40 saladas comparadas	310
Tabla A6. Cambios producidos entre 1988 y 2003 en la presencia de cultivos de las 40 saladas comparadas	311
Tabla A7. Cambios producidos entre 1988 y 2003 en la presencia de vertidos de piedras de las 40 saladas comparadas.....	312
Tabla A8. Agua en las saladas observada durante las campañas de campo de enero a junio de 1988 y 2003	313
Tabla A9. Tamaño de las saladas registrado en 1988 y 2003.....	314

PRESENTACIÓN

Gestación de la Tesis

Esta tesis doctoral se ha gestado en el marco de investigaciones llevadas a cabo en la Unidad de Suelos y Riegos del Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (C.I.T.A.), un organismo de la Diputación General de Aragón adscrito a su Departamento de Ciencia, Tecnología y Universidad.

La autora empezó este trabajo en 1998. En 2001 disfrutó de un contrato de cuatro meses a media jornada dentro del proyecto INIA-AE00-031-2001 y de una beca para tecnólogos de la Diputación General de Aragón de dos meses, además actuó como colaborador externo. Desde octubre de 2002 disfrutó de una beca del C.I.T.A. de doce meses, y a partir de octubre de 2003 de un contrato a media jornada financiado con los proyectos CTP-2002 e INTAS-69.

Como colaboración externa al C.I.T.A. deben mencionarse, con especial agradecimiento, las enseñanzas y el entusiasta apoyo recibidos del Dr. Miguel Ángel García Vera en la aplicación del programa BALAN11 y en la interpretación de sus resultados.

Estructura de la Tesis

La Tesis se presenta en dos documentos. El más antiguo está redactado y maquettato aparte, al haberse publicado en 2002 en forma de libro cuya referencia es:

Castañeda del Álamo, C. 2002. El agua de las saladas de Monegros sur estudiada con datos de campo y de satélite. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Zaragoza. 158 pp. I.S.B.N.: 84-7753-919-7.

Esa pieza va acompañada de la presente Memoria, donde se recogen otros escritos, producidos también dentro de las mencionadas investigaciones, que siguen activas. Se trata de una Introducción (Capítulo I) y de cinco capítulos más que pueden agruparse en dos partes. Los tres primeros son ampliaciones de conceptos o desarrollos metodológicos de aspectos tratados en el libro. Los otros dos son aplicaciones de dicha metodología y de los conocimientos adquiridos acerca del medio estudiado. Cada capítulo tiene Bibliografía propia y, en su caso, Anejos.

Los tres capítulos más metodológicos, considerados de interés muy general, se redactan en inglés listos para su envío a revistas internacionales. En ellos se establecen los aspectos metodológicos relacionados con la extracción de información de las imágenes Landsat para el estudio y la caracterización de los humedales salinos del sur de Monegros. El Capítulo II presenta el análisis de las imágenes para identificar la lámina de agua y las orlas asociadas en las saladas, utilizando para ello el conocimiento del área de estudio y los escasos registros históricos de agua disponibles, y obteniendo el registro más largo de presencia de agua de las saladas. El Capítulo III contiene el catálogo de facies observadas en las saladas, donde se define y describe cada una con un enfoque de integración de datos de campo y de satélite, y se muestra la contribución de la teledetección para establecer los criterios básicos de diferenciación. El Capítulo IV está dedicado al estudio de la facies agua: en él se identifican los ciclos de presencia-ausencia de agua y se establecen sus patrones hidrológicos mediante los datos de campo disponibles y los obtenidos mediante teledetección.

Los dos últimos capítulos, muy enfocados al ámbito geográfico estudiado, se redactan en español y se proyecta llevarlos a publicaciones, periódicas o no, de difusión general. Estos Capítulos corresponden a dos aplicaciones de la metodología expuesta que emplean la teledetección para el seguimiento de estos hábitats singulares. En el primero de ellos, Capítulo V, se hace un balance de agua en tres saladas seleccionadas mediante un modelo hidrometeorológico y se estudia su coherencia con los registros de agua procedentes de observaciones de campo y de satélite. En el Capítulo VI se analiza el estado de las saladas del sur de Monegros para detectar su degradación visible y cuantificar la condición en que se encuentran, en términos de conservación y de vulnerabilidad, empleando datos de campo y de satélite integrados en un sistema de información geográfica. En los Anejos de estos dos capítulos se recogen tablas y figuras a las que se hace referencia en el texto correspondiente.

Capítulo I

Introducción

JUSTIFICACIÓN

En el Centro de la Depresión del Ebro, en el extremo sur de Monegros, las saladas de Bujaraloz-Sástago destacan como un conjunto de humedales salinos de considerable valor paisajístico y científico. Dispuestas sobre una plataforma estructural de sedimentos Miocenos (Figura 1), las saladas constituyen una unidad funcional que revela una evolución geomorfológica e hidrogeológica común, herencia de un pasado geológico y vestigio de procesos sedimentarios en medio árido comunes a toda la Cuenca del Ebro.

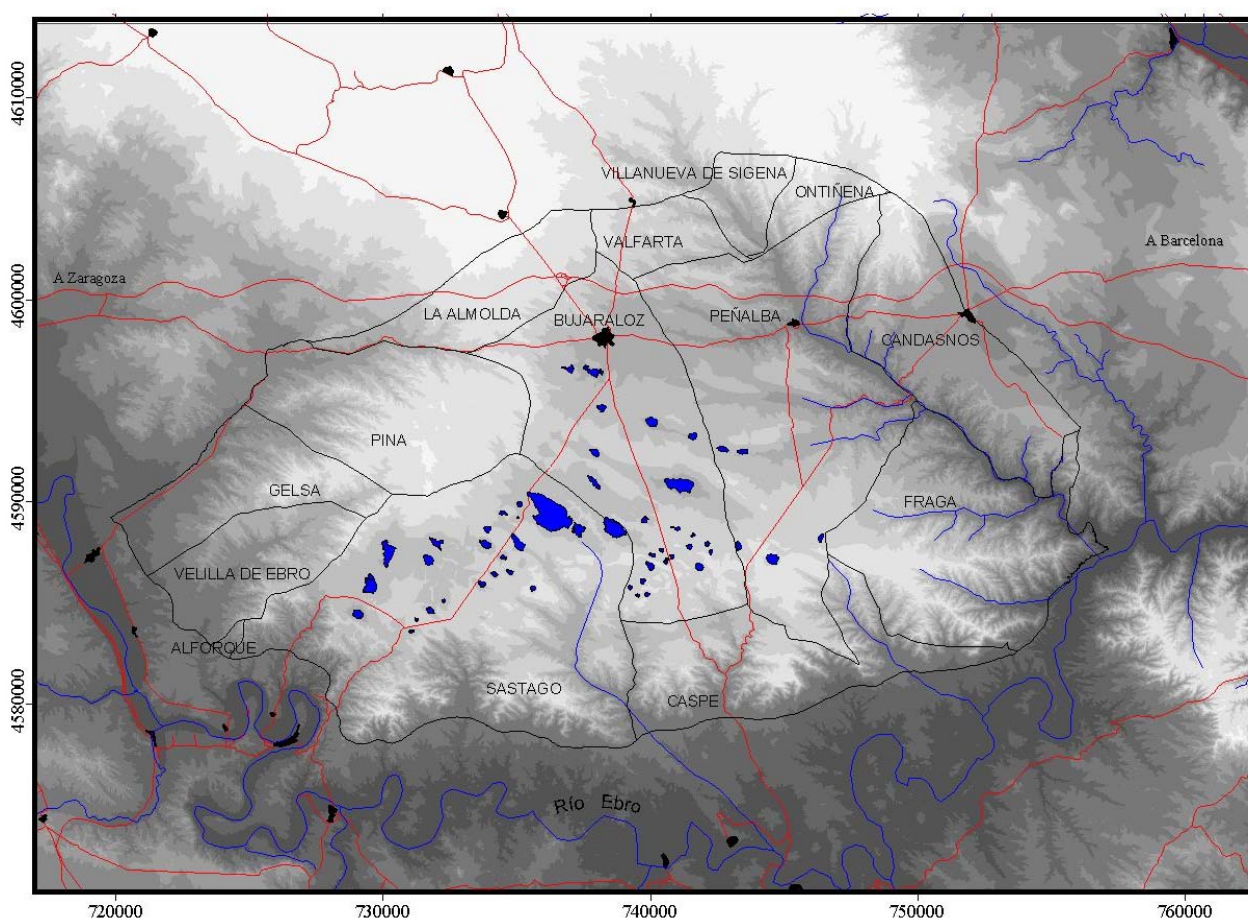


Figura 1. Saladas estudiadas y municipios de la plataforma de Bujaraloz-Sástago sobre el modelo digital del terreno obtenido de Confederación Hidrográfica del Ebro (www.oph.chebro.es).

La singularidad y vulnerabilidad de este paisaje han sido reconocidas desde los primeros estudios científicos. En contraposición, también hay quien percibe las saladas y su entorno como inhóspitos parajes sin valor agrícola, muy especialmente las saladas cuya lámina de agua temporal extremadamente salina deja una capa de sal en el suelo durante los

periodos de sequía. Al exigirle una producción agraria, este paisaje árido resulta frágil y se degrada, perdiéndose hábitats donde se han citado miles de especies de seres vivos adaptadas a este medio, algunas endémicas.

Los componentes abióticos de este enclave, resaltados desde antiguo en estudios naturalistas, no se contemplan directamente en las normativas de conservación ambiental, cuya aplicación usual se centra en determinados seres vivos. Las saladas reúnen condiciones abióticas, sustentadoras del componente biótico, que acreditan su conservación bien como patrimonio geológico, bien como humedal salino singular. Para la primera propuesta, son válidos tanto los criterios geológicos de Elízaga (1988) como los de Lago et al. (2001), aunque Dingwall (2000) señala que la conservación del patrimonio geológico a largo plazo podría ser más efectiva si se administra en el marco de áreas legalmente protegidas. En este sentido no se han olvidado las antiguas propuestas que hacen de las saladas de Bujaraloz-Sástago merecedoras de la máxima figura de protección legal del país, Parque Nacional (Cereza, 2003). En países cercanos al nuestro, el patrimonio geológico se ha custodiado mediante programas de conservación geológica desde hace décadas (Elízaga et al., 1980; MOPTyMA, 1996). En España, cualquiera de las figuras de protección establecidas por la Ley de 4/1989 de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres permitiría contemplar la protección legal de estos hábitats por su destacado interés geológico.

Otro punto de vista que acredita la conservación de estas saladas es considerarlas humedal salino de medio árido, con muy escasa representación en Europa. Las saladas de Bujaraloz-Sástago no están contenidas en la lista RAMSAR, ni aún en el catálogo de los Espacios Naturales Protegidos y de las Áreas Naturales Singulares de Aragón. Como en humedales similares de la Depresión del Ebro (Baquer, 1999; Valero et al., 2000), la mayor amenaza es la inundación, pero ésta no se refleja en los estudios y manuales sobre los impactos que sufren habitualmente los humedales nacionales e internacionales. En ellos se mencionan procesos de eutrofización, vertidos, desecación y expoliación de biomasa entre otros impactos (Andreu y Camacho, 2002).

Aunque los humedales son espacios prioritarios en las políticas internacionales de conservación de la biodiversidad, suelen estudiarse después de haber planificado el territorio, de ahí que la pérdida de humedales haya sido una tendencia mundial durante todo el siglo pasado. Para comprender estos hábitats y promover su conservación es necesario su

conocimiento científico y que ese saber esté actualizado y disponible para el público y para los responsables de la gestión del territorio. Los trabajos científicos, elaborados con una escala apropiada, deberían ser documentos básicos en las políticas de planificación para la conservación de la biodiversidad o del patrimonio geológico.

En este sentido, además de la colaboración entre administraciones, sería imprescindible contar con expertos en diferentes materias para construir una base sólida de conocimiento como herramienta de gestión, siendo un modelo de ello el Plan Andaluz de Humedales (Junta de Andalucía, 2002). Otro ejemplo de conciliación entre la información científica ambiental, la planificación política y la conciencia social es el enfoque del Instituto Nacional de Biodiversidad de Costa Rica, basado en la estrategia de “conocer”, “conservar” y “utilizar” (Mata y Gámez, 2004). Ambas experiencias traslucen la importancia del conocimiento científico del territorio y de su divulgación como paso previo para las estrategias de desarrollo, coincidiendo con Winkelmann (2004) en el papel que representan en ello las universidades y los centros de investigación.

ANTECEDENTES

Las observaciones de las saladas del sur de Monegros están dispersas en estudios inéditos, como algunos inventarios recopilados en este trabajo, entre ellos los de Comín y Sanz (1989), Pedrocchi (1988; 2000, com. pers.); y en Tesis Doctorales como las de Cuchí (1986), Berga (1993) y García Vera (1996). Otros trabajos científicos sobre las saladas se han encontrado en revistas especializadas en diferentes campos de la geología, como la sedimentología, geomorfología, hidrogeología, hidroquímica y limnogeología. Entre ellos cabe citar los de Pueyo Mur (1979 y 1980), Mingarro et al. (1981), Pueyo e Inglès (1987), Sánchez et al. (1989 y 1998), Garcés et al. (1991), Sancho y Gutiérrez (1993), Samper-Calvete y García-Vera (1998), Schütt (1998), López et al. (1999), Valero et al. (2001) y Gutiérrez-Elorza et al. (2002). Los trabajos citados han contribuido al conocimiento de los complejos procesos químicos y mineralógicos de la salmuera y el suelo, los ambientes sedimentarios, el funcionamiento de las aguas subterráneas, los efectos actuales y pasados del fuerte y constante cierzo, las cambiantes eflorescencias estacionales, su relación con el clima del pasado, etc.

Además, se han consultado trabajos de ramas afines a la geología, como los de edafología de Alberto et al. (1979) y Herrero (1982). Los suelos, estrechamente ligados al

sustrato geológico, condicionan el estudio de la plataforma de Bujaraloz-Sástago mediante imágenes de satélite, como han puesto de manifiesto Martínez y Castañeda (2004). A pesar de ello, Koch (2002) ha empleado la teledetección en dicha plataforma para observar la influencia de la litología en la degradación del suelo.

La geología general de la plataforma a escala 1:50.000 se ha obtenido de Salvany et al. (1996), la primera disponible, modificada por Salvany en 2002 (com. pers.) y digitizada en el C.I.T.A. Posteriormente se ha consultado la cartografía geológica de la serie MAGNA del Instituto Geológico y Minero de España, Hojas 413 (Ramírez, 1997) y 414 (Solà y Costa, 1997). Se ha observado concordancia entre ambas cartografías y mayor detalle en el Mapa Geológico, sin embargo no se ha empleado éste porque las dos Hojas que cubren la plataforma de Bujaraloz-Sástago manejan diferente número de unidades geológicas y diferente nomenclatura.

En la Figura 2 se presentan las saladas estudiadas superpuestas a la mencionada litología de la plataforma de Bujaraloz-Sástago, constituida por estratos miocenos subhorizontales de origen palustre y lacustre de la Unidad Geológica de Bujaraloz-Sariñena (Solà y Costa, 1997). Dichos estratos son yesos, calizas y lutitas que alternan vertical y horizontalmente contribuyendo a la complejidad hidrogeológica de la zona. García Vera (1996) los ha agrupado en tres Unidades litoestratigráficas, la Superior, la Intermedia y la Inferior, aflorantes en los sectores septentrional, central y meridional de la plataforma, respectivamente.

La mayoría de las saladas se disponen en el sector central, sobre la Unidad Intermedia, y están encajadas en los yesos miocenos. Las más grandes, tipo playa-lake, tienen fondos de limo y arcilla con intercalaciones de evaporitas que reflejan cambios climáticos durante el Holoceno (Pueyo e Inglès, 1987; Valero et al., 2001). Fuera de la Unidad Intermedia se han detectado algunas saladas a lo largo de la estrecha franja de lutitas rojas que separa esta Unidad de la Superior; son saladas de tamaño variable, sin lámina de agua anual y más o menos cubiertas por vegetación halófila. En la Unidad Superior, más lutítica y aflorante en el sector septentrional, se han detectado muy pocas saladas; éstas se sitúan en el contacto entre las dos subunidades que la forman y que difieren por la presencia de yeso; entre ellas destaca Salineta, el playa-lake con mayor presencia de agua y sales de todas las saladas estudiadas.

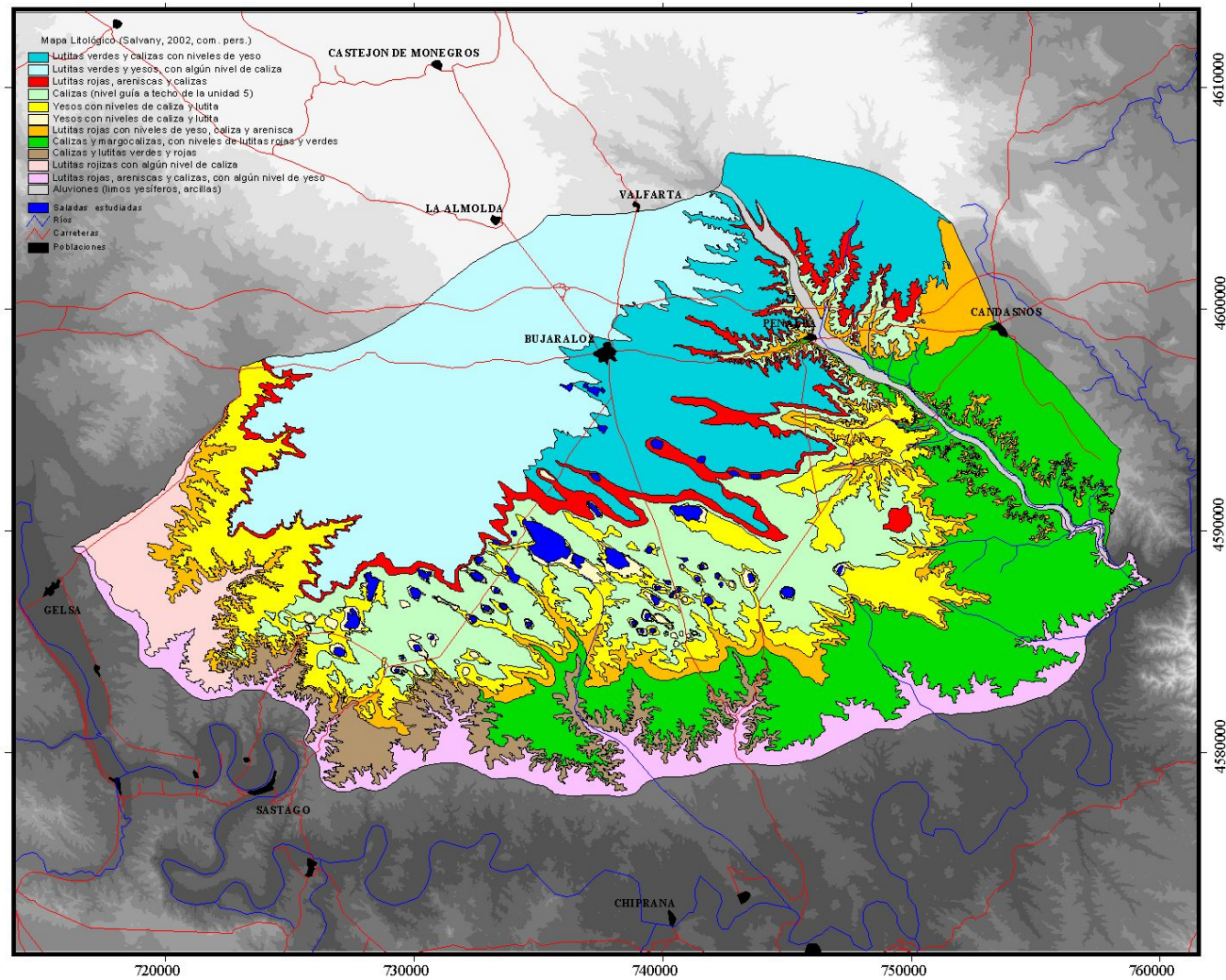


Figura 2. Mapa litológico de la zona endorreica de Bujaraloz-Sástago (Salvany et al., 1996) modificado posteriormente por Salvany (comunicación personal, 2002) sobre el modelo digital del terreno obtenido de Confederación Hidrográfica del Ebro (www.oph.chebro.es).

En general, cuanto mayor es la tamaño de la salada, más definida tienen la elongación de su eje NW-SE, siendo las saladas del SE una excepción. Esta geometría preferente parece responder tanto a la dirección del viento dominante como a los lineamientos tectónicos comunes a otras zonas de la Cuenca del Ebro. En la plataforma de Bujaraloz-Sástago, Arlegui y Soriano (1998) han comprobado la elevada densidad de dichos lineamientos mediante imágenes de satélite.

Por último, algunos autores han hecho un admirable esfuerzo recopilatorio con el valor añadido del propósito divulgativo. Además de mostrar aspectos poco o nada conocidos de las saladas, lo hacen desde una perspectiva de respeto y de valoración de este paisaje tradicionalmente despreciado desde la óptica del productivismo (Melic y Blasco-Zumeta, 1993; Pedrocchi, 1998). La dedicación de los especialistas que han seguido los pasos de los primeros estudiosos del endorreísmo aragonés muestra el interés en avanzar en el conocimiento de estos ecotopos singulares aunque la inercia y desidia de los gestores ambientales siguen paralizando las iniciativas más modestas.

Ésta puede ser la razón por la cual el conocimiento de la zona es aún escaso y se carece de topografía actual de detalle y de cartografía a escala apropiada de los suelos y la vegetación. Las carencias de cartografía temática básica son un inconveniente para adentrarse en estudios mediante la teledetección. A pesar de ello, o quizá debido a ello, el empleo de la teledetección es ventajoso porque ofrece periódicamente información sinóptica de la superficie, disponible para ser interpretada según las necesidades. En los Capítulos pertinentes de esta Tesis se reseñan algunos de los numerosos estudios que utilizan la teledetección para el seguimiento de humedales. La mayoría de ellos, como este trabajo, emplean sensores ópticos, mientras que otros lo hacen con radar o con sensores hiperspectrales. En este trabajo, el empleo de imágenes Landsat retrospectivas ha permitido retroceder varias décadas en el largo periodo de vida de las saladas de Monegros, constituyendo el registro más largo disponible de estos hábitats (Castañeda, 2002).

OBJETIVO

El objetivo de la presente Tesis es estudiar las saladas del sur de Monegros analizando la utilidad de las imágenes Landsat junto con los datos del terreno para su caracterización y seguimiento, y extrayendo información retrospectiva acerca de sus facies y su estado hídrico. Esto daría una base de conocimiento para identificar posibles alteraciones y proporcionar una

herramienta de diagnóstico y seguimiento de las saladas con fines de vigilancia y de investigación. Además se presentan dos aplicaciones de la teledetección para el seguimiento de estos humedales: un balance hidrológico en varias saladas seleccionadas y un estudio de su estado de conservación mediante un sistema de información geográfica.

BIBLIOGRAFÍA

- Alberto, F., Machín, J., Cuchí, J.A. y Poza, M.R. 1979. VIII Reunión Nacional de Suelos. Memoria y guía de las excursiones científicas. Consejo Superior de Investigaciones Científicas - Estación Experimental de AULA DEI, Zaragoza, 109 pp.
- Andreu Moliner, E. y Camacho González, A. 2002. Recomendaciones para la toma de muestras de agua, biota y sedimentos en humedales Ramsar. Serie Cuadernillos Técnicos. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, 226 pp.
- Arlegui, L.E. y Soriano, M.A. 1998. Characterizing lineaments from satellite images and field studies in the central Ebro Basin (NE Spain). *International Journal of Remote Sensing*, 19: 3169-3185.
- Baquer Barriendos, E. 1999. Hidrogeología del Bajo Aragón zaragozano y sus humedales: el complejo lagunar de las Saladas de Chiprana. *Cuadernos de Estudios Caspolinos*, 24: 245-342.
- Berga Celma, A. 1993. Relaciones clima-agua-suelo-subsuelo en Monegros II. Tesis Doctoral. Universidad de Lérida, 2 Tomos, 392 pp. + anejos.
- Castañeda, C. 2002. El agua de las saladas de Monegros sur estudiada con datos de campo y de satélite. Consejo de Protección de la Naturaleza en Aragón, Zaragoza, 158 pp.
- Cereza Abadías, J.M. 2003. Espacios Naturales de Aragón. Excursiones y vivencias. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón y Cajalón, Zaragoza, 327 pp.
- Comín Sebastián, F.A. y Sanz Sanz, M.A. 1989. Limnología de las lagunas del polígono Monegros II. En C. Pedrocchi (ed.) Evaluación preliminar del impacto ambiental de los regadíos en el polígono de Monegros II. Tomo II. Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC). Estudio financiado por la Dirección General del Medio Ambiente del Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Madrid.

- Cuchí, J.A. 1989. Aportaciones al conocimiento de los suelos salinos de Aragón. Colección Tesis Doctorales, I.N.I.A., núm. 79, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, 396 pp.
- Dingwall, P.R. 2000. Legislación y convenios internacionales: la interacción del patrimonio geológico en las políticas de conservación del medio natural. En: Baretino, D., Wimbledon, W.A.P. y Gallego, E. (eds.), Patrimonio Geológico: conservación y gestión, III Simposio Internacional ProGeo sobre conservación del Patrimonio Geológico, Instituto Tecnológico Geominero de España, 227 pp.
- Elízaga, E., Abril, J., Duque, L.C. y García, V. 1980. Los puntos geológico-mineros de interés singular como patrimonio natural: su inventario y metodología de estudio. I Reunión de Geología Ambiental y Ordenación del Territorio, Santander, Comunicaciones: 437-457.
- Elízaga, E. 1988. Georrecursos culturales. En: Geología Ambiental, Instituto Tecnológico Geominero de España, 257 pp.
- Garcés, I., Tena, J.M., Auqué, L., Gimeno, M.J. y Mandado, J. 1991. Variación de los índices de saturación en función del cálculo de coeficientes de actividad. Su aplicación a las fases mineralógicas de las lagunas de Monegros (Zaragoza, España). Estudios Geológicos, 47: 305-315.
- García-Vera, M.A. 1996. Hidrogeología de zonas endorreicas en climas semiáridos. Aplicación a Los Monegros (Zaragoza y Huesca). Consejo de Protección de la Naturaleza en Aragón, Zaragoza, 297 pp.
- Gutiérrez-Elorza, M., Desir, G. y Gutiérrez-Santolalla, F. 2002. Yardangs in the semiarid central sector of the Ebro Depression (NE Spain). Geomorphology, 44: 155-170.
- Herrero, J. 1982. Salinidad del suelo en salobres de Monegros y Somontano oscense como condicionante de la vegetación. Institución Fernando El Católico, Zaragoza, 50 pp.
- Junta de Andalucía. 2002. Plan Andaluz de Humedales. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, 236 pp + anejos.
- Koch, M. 2000. Geological controls of land degradation as detected by remote sensing: a case study in Los Monegros, north-east Spain. International Journal of Remote Sensing, 21(3): 457-473.

- Lago San José, M., Arranz Yagüe, E., Andrés Moreno, José Antonio, Soria de Miguel, A.R. y Galé Bornao, C. 2001. Patrimonio geológico: bases para su estudio y metodología. Consejo de Protección de la Naturaleza en Aragón, Zaragoza, 107 pp.
- López, P.L., Auqué, L.F., Mandado, J., Vallès, V., Gimeno, M.J. y Gómez, J. 1999. Determinación de la secuencia de precipitación salina en la laguna de La Playa (Zaragoza, España) I. Condiciones de equilibrio mineral y simulación teórica del proceso. *Estudios Geológicos*, 55: 27-44.
- Martínez, J.F. y Castañeda, C. 2004. Utilidad de las imágenes Landsat ETM+ en la discriminación de litología yesosa en Monegros Sur. Comunicación al VI Congreso Geológico de España, Zaragoza (En prep.).
- Mata, E. y Gámez, R. 2004. Información y política sobre biodiversidad a la luz de las experiencias en Costa Rica. Instituto de Prospectiva Tecnológica (IPTS) del Centro Común de Investigación (JRC) de la Comisión Europea. The IPTS Report, 84: 24-27.
- Melic, A. y Blasco-Zumeta, J. (Eds.). 1999. Manifiesto Científico por los Monegros. Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa, nº 24, 266 pp.
- Mingarro, F., Ordóñez, S. López de Arcona, M.C. y García del Cura, M.A. 1981. Sedimentoquímica de las lagunas de Los Monegros y su entorno geológico. Boletín Geológico y Minero, T.XCII-III: 171-195.
- MOPTyMA (Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente). 1996. El patrimonio geológico. Bases para su valoración, protección, conservación y utilización, Madrid, 112 pp.
- Pedrocchi Renault, C. 1988. Bases limnológicas para la conservación y gestión de los humedales de Aragón. PCB-11/87. DGA.
- Pedrocchi Renault, C. (Coordinador). 1998. Ecología de Los Monegros. Instituto de Estudios Altoaragoneses. Huesca, 430 pp.
- Pueyo Mur, J.J. 1979. La precipitación evaporítica actual en las lagunas saladas del área: Bujaraloz, Sástago, Caspe, Alcañiz y Calanda (provincias de Zaragoza y Teruel). Revista del Instituto de Investigaciones Geológicas, Diputación Provincial y Universidad de Barcelona, vol. 33: 5-56.
- Pueyo Mur, J.J. 1980. Procesos diagenéticos observados en las lagunas tipo playa de la zona de Bujaraloz-Alcañiz (provincias de Zaragoza y Teruel). Revista del Instituto de

- Investigaciones Geológicas, Diputación Provincial y Universidad de Barcelona, vol. 34: 195-207.
- Pueyo Mur, J.J. e Inglès, M. 1987. Substrate mineralogy, interstitial brine composition and diagenetic processes in the playa lakes of Los Monegros and Bajo Aragón (Spain). En R. Rodríguez-Clemente y Y. Tardy, (Eds.), *Geochemistry and Mineral Formation in the Earth Surface*: 351-372.
- Ramírez Merino, J.I. 1997. Mapa Geológico de España, Escala 1:50.000, nº 413 (29-16), Gelsa. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid. Memoria, 78 pp, + Mapas Geológico y Geomorfológico.
- Salvany, J. M., García Vera, M. A. y Samper, J. 1996. Geología e Hidrogeología de la zona endorreica de Bujaraloz-Sástago (Los Monegros, provincias de Zaragoza y Huesca). *Acta Geológica Hispánica*, 30(4): 31-50.
- Samper-Calvete, F.J. y García-Vera, M.A. 1998. Inverse modeling of ground-water flow in the semiarid evaporitic closed basin of Los Monegros, Spain. *Hydrogeology Journal*, 6: 33-49.
- Sánchez Navarro, J. A., Martínez Gil, F. J., De Miguel Cabeza, J. L. y San Román, J. 1989. Hidrogeoquímica de la zona endorreica de las lagunas de Monegros, provincias de Zaragoza y Huesca. *Boletín Geológico y Minero*, 100(5): 876-885.
- Sánchez, J.A., Pérez, A. y Martínez-Gil, J. 1998. Combined effects of groundwater and aeolian processes in the formation of the northernmost closed saline depressions of Europe: north-east Spain. *Hydrological Processes*, 12: 813-820.
- Sancho, C. y Gutiérrez, M. 1993. Geomorphological features of the Bujaraloz salt lakes. *Second Intensive Course on Applied Geomorphology: Arid Regions*: 241-243, Zaragoza.
- Schütt, B. 1998. Reconstruction of palaeoenvironmental conditions by investigations of Holocene playa sediments in the Ebro Basin, Spain: preliminary results. *Geomorphology*, 23: 273-283.
- Solà, J. y Costa, J.M. 1997. Mapa Geológico de España, Escala 1:50.000, nº 414 (30-16), Bujaraloz. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid. Memoria, 76 pp., + Mapas Geológico y Geomorfológico.

- Valero-Garcés, B.L., Navas, A., Machín, J., Stevenson, T. y Davis, B. 2000. Responses of a saline lake ecosystem in a semiarid region to irrigation and climate variability. *Ambio* 29(6): 344-350.
- Valero-Garcés, Blas L., Martí, C., García-Ruiz, J.M., González-Sampériz, P., Lorente, A., Beguería, S., Navas, A., Machín, J., Delgado-Huertas, A., Stevenson, T. y Davis, B. 2001. Lateglacial and early holocene paleohydrological and environmental change along a humid-arid transect from the central Pyrenees to the Ebro valley (Spain). *Terra Nostra* 2001/3: 211-218 pp.
- Winkelmann, H.P. 2004. El papel de las universidades para promover la sostenibilidad. Instituto de Prospectiva Tecnológica (IPTS) del Centro Común de Investigación (JRC) de la Comisión Europea. *The IPTS Report*, 83: 11-17.

Landsat monitoring of playa-lakes in the Spanish Monegros Desert

ABSTRACT

Small playa-lakes in Monegros, Spain, are high-value habitats for endemisms, threatened by flooding from conterminous newly irrigated lands. Facing the lack of records of water occurrence and associated halophytes fringes, satellite data cover a time span long enough to depict the natural hydric regime and to monitor future disturbance. Landsat imagery unsupervised classification was used together with the visual interpretation of the original bands, the HSI transformation and the principal components analysis. The scarce ground data were confronted with the images. Compared to field works, remote sensing is advantageous for monitoring these playa-lakes and easy to apply in similar circumstances.

INTRODUCTION

The Monegros Desert in Aragón (Spain) includes an arheic area with scattered playa-lakes and other closed saline depressions of high scientific and environmental value, being the natural habitats of endemic microbes, plants and animals. The Spanish Government has launched a project to irrigate over 60,000 ha in southern Monegros, affecting lands surrounding these playa-lakes. The uniqueness of this European region is strengthened by several pieces of legislative protection, illustrating a typical conflict between production and conservation. This area is undergoing significant landscape transformations due to farm consolidation, the settlement of newly irrigated lands, and associated works for agricultural intensification. The close vicinity of the newly irrigated lands and their projected extension will modify the hydric cycle by new water flows into the depressions. The result could be a permanent flood in the depressions, destroying these habitats characterized by ephemeral brines alternating with dry conditions. Both permanent flooding and decrease of salt concentration should extinguish valuable endemic organisms.

One of the problems in monitoring and preserving this environment is the lack of records about their hydric conditions, including free water occurrence. Remotely sensed data can surrogate ground observations if spectral or other features of the satellite image allow reliable interpretation. Corroborating ground data, even over a limited time span, can increase

the satellite information evidential value, facilitating the detection of key factors that condition environmental preservation such as agriculture and irrigation.

A current research review shows an increasing interest in characterizing and monitoring wetlands by remote sensing. These vulnerable ecosystems are often faced with land use transformation and with changes in the aquifers usually connected to them. Many articles surveyed have studied humid and vegetated wetlands threatened by desiccation, and located both in coastal and flood plain environments. Frequently, these researches aim to detect and delineate the water bodies and estimate their change. For this purpose, most of them have used Landsat imagery. The high analysis potential of Landsat data stems from its spatial and temporal resolution, and the continuity of the image acquisition that began several decades ago. Examples can be found from all around the world.

Related to inland wetlands in arid environment, there are examples of remote sensing studies and they show a great variety in the thematic approach and the surface area studied. As an example, Verdin (1996) discriminated ephemeral water bodies of between 1 ha and 150 ha in Nigeria. Drake and Bryant (1994) monitored the flooding ratio of Tunisian playas-lakes sized from 90 km² to 5500 km² for study the climatic changes on the playas hydrology, and later Bryant and Rainey (2002) examined the response of these playas to seasonal changes, and the inundation process stages within the saline pan were recognized by changes in the surface reflectance properties of the playa-lake bed. Changes in the water extent of playas and closed salt lakes have been estimated by remote sensing to assess changes in regional climate (Schneider et al. 1985; Harris, 1994; Bryant, 1999; Birkett, 2000). Nakayama et al. (1997) detected changes in the water area and volume of Central Asian lakes and related them to environmental parameters. Remote sensing provides a temporal perspective of the playa-lakes hydrology in the lack of historical data such as water levels (Al-Kudhairi et al., 2002).

In Spain, most of the wetland monitoring studies that use remote sensing, have been conducted to assess the water exhaustion because of aquifers pumping for irrigation, while Monegros playa-lakes's main threat is flooding by water flows from irrigated lands. In this way, palaeolimnology provides evidence of the strong impact of irrigation return flows for hundreds of years (Valero-Garcés et al., 2000) in a saline lake 30 km far from Monegros. Even though the habitats hosted by the Monegros playa-lakes are now under legal environmental protection, remotely sensed data has not yet been used for decision-making.

The objective of this present article is to obtain historical data about the Monegros playa-lake water presence and related covers in all these karstic depressions. For this purpose, Landsat TM and ETM+ images are analyzed using unsupervised classification and visual analysis to identify and draw the free water areas and their floodable fringes. The scarce available historic ground data were contrasted with remotely sensed data. This remote information is necessary to know their natural hydric regime and to analyze how irrigating the conterminous land affects the playa-lake.

STUDY AREA

The study area lies in the Monegros Desert, Aragón, Spain, one of the most arid climates of Europe (Herrero and Snyder, 1997). Rainfall is very irregular, with an annual mean of 388 mm according to the Bujaraloz weather station, and a mean annual ET_0 of 1255 mm (Faci and Martínez-Cob, 1991).

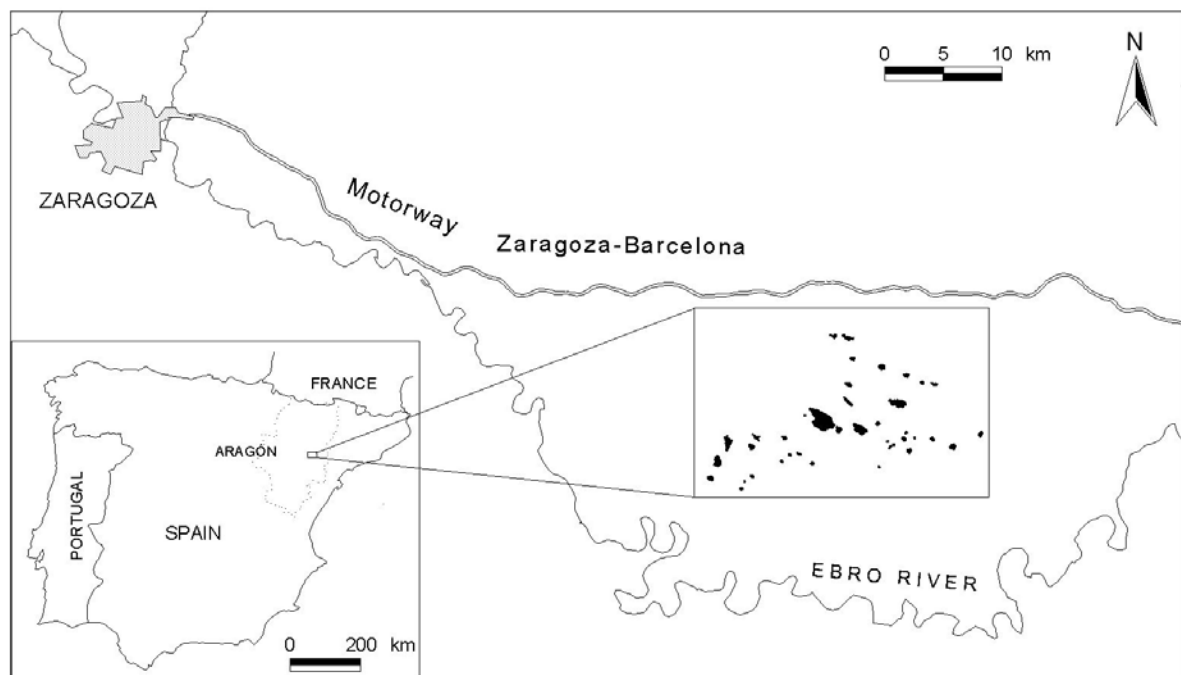


Figure 1. Location of the Monegros playa-lakes.

Southern Monegros is a plain over nearly horizontal Miocene sediments of alternating limestone, gypsum and lutites, with high soluble salts content. Rain water infiltrates along fault and fracture systems related to tectonic stress fields (Arlegui and Soriano, 2003). A constellation of almost 100 topographic closed depressions have been inventoried in this

plain, forming the so-called Bujaraloz-Sástago endorheic complex (Figure 1). Some of them are playa-lakes (Briere, 2000), conceptually classified as discharge playas (Yechieli and Wood, 2002), whereas others are small wet saline depressions. Combined effects of groundwater and aeolian processes have produced all these depressions related to gypsum karst (Sánchez et al., 1998). Their geomorphological and hydrogeological features have been described by several authors, as reviewed by Castañeda (2002), providing information about sedimentary processes and paleoclimatic conditions (Schütt, 1998; Valero-Garcés et al., 2001). They produce habitats supporting endemisms and other organisms of high biogeographical interest, making the Monegros playa-lakes a matter of environmental concern, as reviewed by Pedrocchi (1998).

Monegros playa-lakes play an important role in the regional hydrology. A specific conceptual model was described by Samper-Calvete and García-Vera (1998), who established two underlying semi-confined aquifers having a long time water residence, providing salty waters upwards the playa floor, and allowing water to evaporate from the capillary fringe. The playa bottoms contain brine and salt precipitates studied by Pueyo (1979). The ephemeral brines have a high variable concentration depending on the season, and they are usually transparent although their appearance and color change as salt precipitates and algal mats occur. A playa floor deposit of fine dark mud mixed with organic matter and occasionally covered with white efflorescence forms a flat salt plain. When there is no water in the depressions, the soil surface often remains wet. These dark wet surfaces show distinct contrast and net boundary with the light dry soils in the edge of most depressions.

Playa-lakes are bare, except for the halophilous vegetation at their fringes. Other closed saline depressions are all covered by halophytes evidencing the saline water table proximity. The transitory water body presence and their extent, condition the distribution of the vegetation and the wet surface.

From an environmental and global perspective, Monegros playa-lakes are confined in a vulnerable territory where the landscape changes due to the expansion of the agriculture have been interpreted as a risk of land degradation (Koch, 2000). Although the environmental concerns of European Union blocked the irrigation works for several years, and have enforced the exclusion of some areas from irrigation, the playa-lakes are being affected by the new infrastructures and dumping, as observed in recent field studies. These affections have increased because of land consolidation and intensive plow in non-irrigated lands (Figure 2),

but the main threaten for playa-lakes as habitats is irrigation progress, clearly visible in the satellite images, being the forthcoming impact the flood episodes duration, extent, and frequency increase, and last but not least the water bodies salinity decrease.

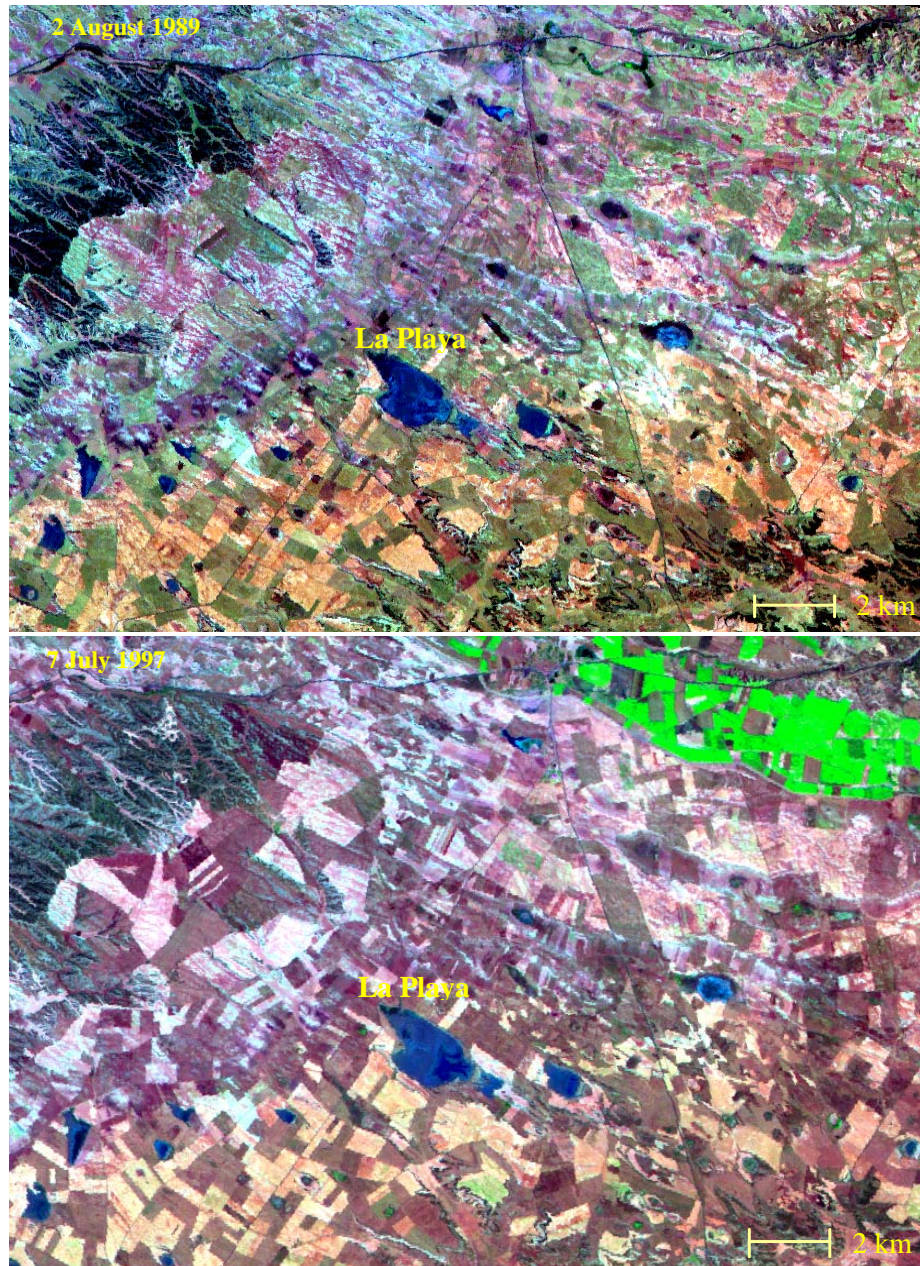


Figure 2. Landsat 5 TM RGB 741 images. Land consolidation and changes in fallow coverage following common agricultural policy are responsible of the different appearance of the dry farmed area in the two dates. The newly irrigated lands (light green) advance toward the playa-lakes threatening the hydrological status of these valuable natural habitats. Most playa-lakes (in blue) are less than 50 ha, except for La Playa (200 ha), in the middle of the images.

MATERIAL: GROUND DATA AND SATELLITE IMAGERY

Two ground record sets for the water bodies in the Monegros playa-lakes were available (Table 1). The first set contains the monthly water presence or absence record taken by Berga (1993) from January 1987 to September 1990. Berga monitored the 15 playa-lakes where water presence was more frequent. The second set contains the weekly water depth measurements carried out by the Government of Aragón (Spain), from March 1993 to June 1997, compiled by Castañeda (2002). In this set, water depth was measured on a ruler driven into the ground at eight playa-lake bottoms. The maximum measured water depth was 51 cm.

All these data have been employed to interpret satellite data in spite of the following limitations: (i) the ground data collection was not planned to be used with remotely sensed data, so no information was recorded about the bare soil facies and the land cover around the water, at the bottom of the playa-lakes, (ii) the observation dates do not match the satellite image dates.

This study uses 26 Landsat TM and ETM+ images spanning 16 years from 1985 to 2000. A lot of them represent the summer and spring season because they were not acquired for this specific study, but for agricultural purposes. Three winter images were acquired so that dry and humid seasons are represented. Table 1 shows the dates of these images and the periods for the ground observations. From 1985 to 1990, one summer image is available each year, except 1987 where there is also a winter image. From 1993 to 2000 two or three images are available each year, corresponding to summer and spring, except in 1995 where there is only a winter image. In 1991 and 1992 there are no images or ground data.

METHODS

First, the satellite images were corrected. For the atmospheric correction, the histogram minimum method was applied to every complete scene, and the original digital values were transformed into spectral reflectivity values. Then a subscene of 400 km² containing the study area was extracted and registered. For this purpose, the July 1997 image was rectified by taking ground control points from the National Geographic Institute maps at 1:25.000 scale and from the Spanish Army Topographic maps at 1:50.000 scale. The other images were registered to this July subscene. Coefficients were determined by the least square method and reflectance values were resampled by the nearest neighbour method. All images were resampled to form a pixel size of 25 meters. The RMS error was inferior to 0.8 pixels.

Table 1. Dates of the satellite images used, and available ground data sources.

<i>Year</i>	<i>Winter</i>	<i>Spring</i>	<i>Summer</i>	<i>Ground data source</i>
1985			7 August	No data
1986			23 June	
1987	17 January		13 August	
1988			14 July	
1989			2 August	
1990			20 July	
1991				No data
1992				
1993		6 March	12 July	Government of Aragón
1994		28 May	29 June	
1995	7 January		16 August	
1996		15 April 18 June	20 July	
1997		2 April	7 July	
1998		7 May	11 August	
1999	3 February	23 March 11 June	14 August	No data
2000		17 March	8 August	

Once the images were corrected and resampled, we move to step two, drawing the contour limits of all the discernible depressions on the 7 July 1997 image, the most humid year in the studied period. The outlines were digitized on a ground of RGB 453 combined image by transferring contour lines of the topographic maps. The outlined depressions numbered 39, with sizes ranging from 1.8 ha to 200 ha. This resulting silhouette map was used as a filter in every rectified subscene to remove all pixels outside the depressions. The resultant images displaying only the playa-lakes and salty depressions are referred to as “target images”.

In the third step we extract information from the target images to identify water surface and their associated facies (Figure 3). Four methods were applied to extract information from satellite images (Castañeda et al., 2001): visual analysis of bands 4 and 5 and RGB 457 composition, HSI transformation, principal components analysis, and unsupervised classification. The first three methods were selected as the most commonly used for temporal comparisons, and has also been used for the specific study of playa-lakes by Al-

Saifi and Qari (1996). The unsupervised classification, less mentioned in the literature, is exposed following because it was well suited and because it automatically determined the area of the classes produced.

Unsupervised classification was carried out for every target image using the ISODATA clustering method (Swain, 1973). A standard deviation of 2 and a convergence threshold of 0.95 were used as statistical parameters. Several classifications over the six original bands were tested, varying the number of clusters from 5 to 30, with the 15-cluster classification winning out as the best specification. The 15 clusters were grouped in 5 final classes according to their spectral features. The transformed divergence (Swain and Davis, 1978) was used to determine the spectral affinity between classes. Later, the five spectral signatures were examined for deducing the type of cover represented by each of them. This thematic assignment was confirmed by the ground data and by the soundness and consistence of the related spatial and temporal distribution of all the covers in different bands and false compositions.

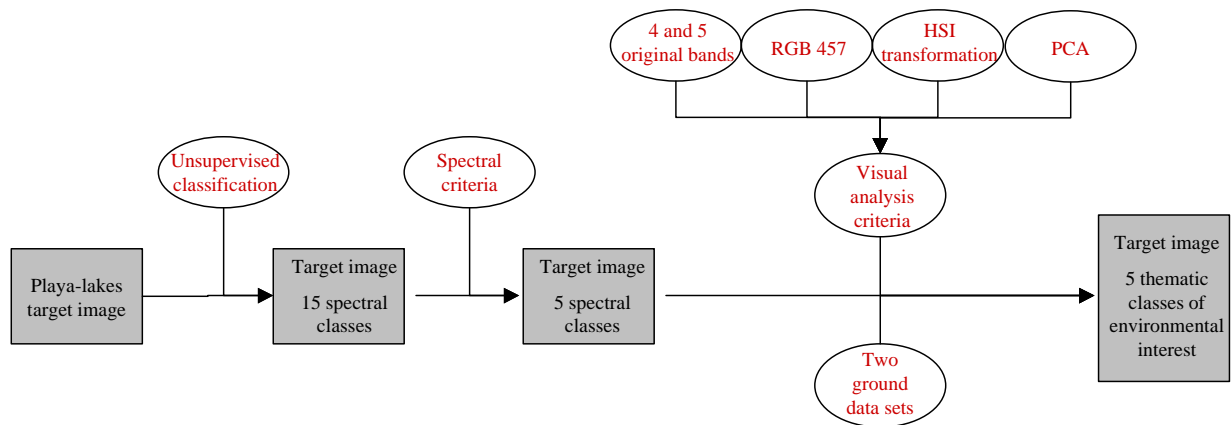


Figure 3. Diagram showing the information extraction process from the target images.

Regarding the correspondences between ground and satellite data, the two sets of ground records were considered. In the first set, the monthly observations of water presence concurrent with the month's image were selected. In the second set, the weekly water depth record closest to the image's date was chosen, by simplifying the depth record into water presence or absence (Table 2). As there is a time lag between the images and the field records,

the monthly and daily rainfall immediately preceding each image, recorded at the Bujaraloz weather station, was computed.

Table 2. Correspondence between ground data sets and Landsat TM RGB 453 images, and signification as playa-lake status. Zero reading means no water at the exact ruler site.

Set 1987-1990	Ground data	Landsat TM image	Thematic assignation
	Set 1993-1997	RGB 453 color	
Water presence	Reading different from zero, or zero with a note of explanation that indicates water presence	Dark blue	<i>Water</i>
		Purple with magenta spots	<i>Wet Ground</i>
Water absence	Zero reading at the ruler	Light blue	<i>Watery Ground</i>
		Dark blue	<i>Water</i>

To confirm the thematic assignation, the images obtained by the other methods of information extraction were employed. In these images several factors such as tone, texture, location, seasonal cycle and field knowledge criteria of each thematic class were analyzed. When possible, the spring image was compared with the summer image for the same year to observe the seasonal change. The summarized results of this analysis (Table 3) is defined by three options: the differentiation of every class is achieved in all the studied images, in none of them, or in only some (Castañeda et al., 2001).

Table 3. Thematic classes established, and their visual analysis checking.

Visual analysis		Classes established by unsupervised classification				
		<i>Water</i>	<i>Watery Ground</i>	<i>Wet Ground</i>	<i>Vegetated Ground</i>	<i>Dry Bare Ground</i>
Original bands	Band 4	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
	Band 5	No	No	Yes	Yes	Yes
	Multispectral image 457 RGB	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
HSI transformation	Tone image	Yes	Sometimes	Sometimes	No	No
	Saturation image	Yes	No	No	No	No
	Intensity image	No	No	No	No	Yes
	Color composition RBG HSI	Yes	Sometimes	Sometimes	Yes	Yes
Principal component analysis	Component I	Sometimes	No	Yes	No	No
	Component II	No	No	No	No	No
	Component III	Sometimes	No	No	Sometimes	No
	Color composition RGB	Sometimes	Sometimes	Sometimes	Sometimes	Sometimes
	CI-CII-CIII					

Finally, the surface area covered by every class within every playa-lake was estimated and their evolution was obtained.

RESULTS AND DISCUSSION

In spite of the limitations imposed by the available images, five meaningful classes of ground conditions are obtained using unsupervised classification. These classes are repeatable for all the 26 TM and ETM+ scenes, and their thematic meaning based on our field knowledge of the Monegros wetlands, are: (i) *Water*: sheet of water with a depth measurable with a ruler scale; (ii) *Watery Ground*: water-imbibed surface, very often forming a

discontinuously pooled surface; (iii) *Wet Ground*: bare soil with high moisture content, often oversaturated but not covered by water, and sometimes having organic remains and dry algal mats; (iv) *Vegetated Ground*: rainfed crops and scattered xerophytes, whose development depends on the season; and (v) *Dry Bare Ground*: dry land without vegetation. An example of classified images in wet and humid seasons is shown in Figure 4.

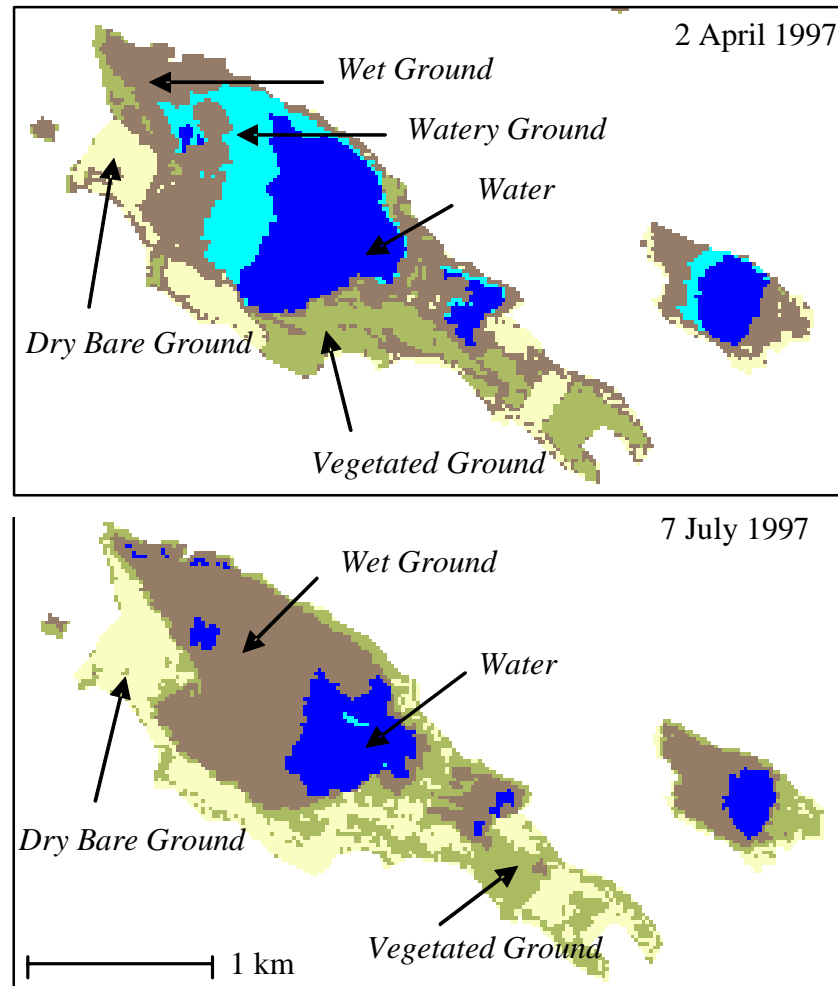


Figure 4. Thematic classes in a fragment of the 2 April 1997 and 7 July 1997 target images.

The five final spectral classes established in the playa-lakes have good separability, reaching transformed divergence values rarely lower than 1500. The best discrimination arises between the classes representing water presence and the other classes representing waterless surface. The average separability between *Water* and *Wetery Ground* is higher than 1900. The separability between *Dry Bare Ground* and *Vegetated Ground* increases in spring because of

the scattered distribution of the vegetation. This spectral separability also was noticed by the good correspondence between unsupervised classification and visual analysis.

In spite of the results, some disagreements due to the ground data sets and the satellite date distribution were noticed. The two sets of field records show the water to be occasional in the rainy seasons, whilst in the summer is unusual occurring only in exceptionally humid years or just after a storm. For this reason, many of our images reveal several nearly dry playa-lakes. Also, many of the images were not originally purchased for this specific study, so we could not choose moments when the lakes were almost full. Only in three images, two of them in wintertime, the monitored playa-lakes showed the greatest water extent.

When the ground-based water record differs from the classification image, the disagreement is attributable to the precedent weather and the time lag between the image and the field record. The appearance of these shallow lakes can change in a few days, especially in summer, due to the torrential and local sporadic rains quickly counteracted by high rates of evaporation. Moreover, in some cases a ground data reading of zero doesn't mean water absence. This happens when there is little water in the lake, especially in summer, and the wind displaces the water sheet. False zeros also occur when the ruler is not located in the deepest site of the lake. Slight changes in the lake bottom topography are the cause for this inconsistency. Finally, when *Watery Ground* forms irregularly scattered ponds, it can hardly be measured with the ruler.

The more useful method to extract information from the satellite images was the unsupervised classification, which automatically quantifies the extent of each cover. An example of this is shown in Figure 5. The results could easily be integrated in a GIS with other georeferenced information for territory and landscape planning. Moreover, the RGB 457 combination in the most humid moment is well suited to distinguish the five defined thematic classes in the studied playa-lakes.

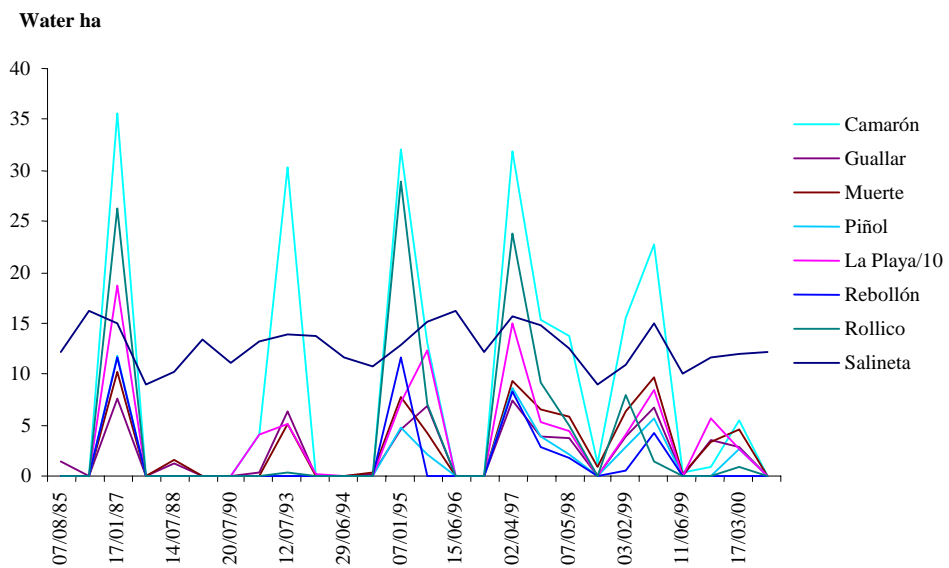


Figure 5. Water surface distribution in eight larger playa-lakes between 1985 and 2000. La Playa values were divided by 10.

Some advantages of this remote method to characterize the playa-lakes face to conventional field works were noticed. These five thematic classes enable to label different soil conditions, which are not easily detected in the field due to the playa-lakes inaccessibility and lack of perspective. Firstly, *Water* only can be delimited against *Watery Ground* by remotely sensed data. Secondly, *Watery Ground* can be confused in the field with *Wet Ground* because both of them can involve similar shining surfaces. Finally, mapping each cover extent in the field does not have a fair precision because there is a very limited sight from the playa-lakes edge and because the ever muddy bottoms can not be entered due to the low trafficability and the soil disturbance produced even by walking.

Focusing on the usefulness of remotely sensed data for monitoring these playa-lakes, only satellite images can identify the historical presence of water when the ruler is reading zero and when there is no ground data, and finally, this remote cover detection allows the automatic hectareage of water and other covers of high ecological interest for these wetlands. Some preliminary observations have been made using these imaging techniques regarding surface water conditions in the Monegros playa-lakes. *Water* rarely occurs in summer, and then only just after a rain or in the more rainy years. The extent of *Water* was extremely varied during the period studied. When rain is preceded by long periods of drought, *Watery*

Ground is observed, instead of *Water*. These changeable covers disappear during the driest periods, but *Wet Ground* always remains.

Of special interest is the increase or decrease in *Water* plus *Watery Ground* extent, as it relates to irrigation in the surrounding lands. This information, essential for wetland monitoring and the protection of wildlife habitats, has been obtained for the first time in Monegros with the present study, yielding a profitable tool to study the evolution of these wetlands.

CONCLUSIONS

Landsat images overcame the scarcity of ground records about the water bodies in the arid playa-lakes of Monegros, Spain. This information is essential to know their natural hydric regime and to detect their change and any future impact from the newly irrigated lands.

The unsupervised classification method allows us to detect and quantify the water and other covers of high ecological interest for these wetlands. The 26 analyzed images, distributed along 15 years from 1985 to 2000, are the largest existing water records of these playa-lakes. This record could easily be extended in time or could reveal more seasonal details by using more images.

The thematic maps produced have sufficient resolution for natural resource planning. The playa-lakes monitoring in winter, spring and summer shows that the water presence is variable, and rare in the summer. Since irrigation occurs mainly during summer, when playa-lakes are used to dry, satellite images of these months would be the most suitable for detecting the anomalous flooding of Monegros playa-lakes.

Scarce ground records were combined with our field knowledge to interpret the satellite data and to refine their thematic information with the limitation of the lacking of date coincidence. The remotely sensed techniques are more advantageous than field observations for the playa-lakes monitoring because it improves the cover field discrimination, and provides a more precise extent and it also characterizes all the depressions simultaneously.

ACKNOWLEDGMENTS

This article is a result of the project AE00-031 funded by the *Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria*, and by the Government of Aragón, Spain.

REFERENCES

- Al-Khudhairy, D.H.A., Leemhuis, C., Hoffmann, V. Shepherd, I.M. Calaon, R., Thompson, J.R., Gavin, H., Gasca-Tucker, D.L., Zalidis, G., Bilas, G. and Papadimos, D. 2002. Monitoring wetland ditch water levels using Landsat TM and ground-based measurements. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 68(8): 809-818.
- Arlegui, L.E. and Soriano, M.A. 2003. An example of a comparison between Thematic Mapper and radar images in the central Ebro basin. *International Journal of Remote Sensing*, 24(3): 457-474.
- Al Saifi, M.M. and Qary, M.Y.H.T. 1996. Application of Landsat Thematic Mapper data in sabkha studies at the Red Sea coast. *International Journal of Remote Sensing*, 17(3): 527-536.
- Berga, A. 1993. Relaciones clima-agua-suelo-subsuelo en Monegros II. PhD Thesis, Universidad de Lérida, Spain, pp. 392 + annexes.
- Birkett, C.M. 2000. Synergistic remote sensing of Lake Chad: variability of basin inundation. *Remote Sensing of Environment*, 72: 218-236.
- Brière, P.R. 2000. Playa, playa lake, sabkha: Proposed definitions for old terms. *Journal of Arid Environments*, 45(1): 1-7.
- Bryant, R.G. 1999. Application of AVHRR to monitoring a climatically sensitive playa. Case study: Chott El Djerid, Southern Tunisia. *Earth Surface Processes and Landforms*, 24: 283-302.
- Bryant, R.G. and Rainey, M.P. 2002. Investigation of flood inundation on playas within the zone of Chotts, using a time-series of AVHRR. *Remote Sensing of Environment*, 82: 360-375.
- Castañeda, C. 2002. Las saladas de Monegros sur estudiadas con datos de campo y de satélite, Consejo de Protección de la Naturaleza en Aragón, Zaragoza, pp.158.
- Castañeda, C., Casterad, M.A. and Herrero, J. 2001. Una metodología para el estudio de las saladas de Monegros Sur mediante imágenes de Landsat TM. In *Teledetección, Medioambiente y Cambio Global* (J.I. Rosell and J.A. Martínez-Casasnovas, editors), Asociación Española de Teledetección, Proceedings of IX Congreso Nacional de Teledetección, Lleida, pp. 306-309.

- Drake, N.A. and Bryant, R.G. 1994. Monitoring the flood ratio of Tunisian playas using Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) imagery. In *Environmental Change in Drylands: Biogeographical and Geomorphological Perspectives*, (Millington, A.C and Pye, K., editors), J.Wiley and Sons Ltd, pp. 347-364.
- Faci, J.M. and Martínez-Cob, A. 1991. Cálculo de la evapotranspiración de referencia en Aragón. *Diputación General de Aragón*, pp 115.
- Harris, A.R. 1994. Time series remote sensing of a climatically sensitive lake. *Remote Sensing of Environment*, 50: 83-94.
- Herrero, J. and Snyder, R.L. 1997. Aridity and irrigation in Aragón, Spain. *Journal of Arid Environments*, 35: 55-547.
- Koch, M. 2000. Geological controls of land degradation as detected by remote sensing: a case study in Los Monegros, north-east Spain. *International Journal of Remote Sensing*, 21(3): 457-473.
- Nakayama, Y., Tanaka, S., Sugimura, T. and Endo, K. 1997. Analysis of hydrological changes in lakes of Asian arid zone by satellite data, in *Earth Surface Remote Sensing* (Cecchi, G., Engman, E.T. and Zilioli, E., editors). *Proceedings of SPIE-The International Society for Optical Engineering*, vol. 3222, Bellingham, Washington, pp. 201-210.
- Pedrocchi, C. (Coordinador). 1998. *Ecología de Los Monegros*. Instituto de Estudios Altoaragoneses, Huesca, pp 430.
- Pueyo, J.J. 1979. La precipitación evaporítica actual en las lagunas saladas del área: Bujaraloz, Sástago, Caspe, Alcañiz y Calanda (provincias de Zaragoza y Teruel). *Revista del Instituto de Investigaciones Geológicas, Diputación Provincial-Universidad de Barcelona*, 33: 5-56.
- Samper-Calvete, F.J. and García-Vera, M.A. 1998. Inverse modeling of groundwater flow in the semiarid evaporitic closed basin of Los Monegros, Spain. *Hydrogeology Journal*, 6: 33-49.
- Sánchez, J.A., Pérez, A. and Martínez-Gil, J. 1998. Combined effects of groundwater and aeolian processes in the formation of the northernmost closed saline depressions of Europe: north-east Spain. *Hydrological Processes*, 12: 813-820.

- Schneider, S.R., McGinnis, D.F., Jr. and Stephens, G. 1985. Monitoring Africa's lake Chad basin with Landsat and NOAA satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 6(1): 59-73.
- Schütt, B. 1998. Reconstruction of palaeoenvironmental conditions by investigation of Holocene playa sediments in the Ebro Basin, Spain: preliminary results. *Geomorphology*, 23: 273-283.
- Swain, P.H. 1973. Pattern recognition: a basis for remote sensing data analysis (LARS information note 111572). West Lafayette, Indiana: the Laboratory for Applications of Remote Sensing, Purdue University.
- Swain, P.H. and Davis, S.M. 1978. *Remote Sensing: the quantitative approach*, New York: McGraw Hill Book Company.
- Valero-Garcés, B.L., Navas, A., Machín, J., Stevenson, T. and Davis, B. 2000. Responses of a saline lake ecosystem in a semiarid region to irrigation and climate variability. *Ambio*, 29(6): 344-350.
- Valero-Garcés, B., Martí, C., García-Ruiz, J.M., González-Sampériz, P., Lorente, A., Begueria, S., Navas, A., Machín, J., Delgado-Huertas, A., Stevenson, T. and Davis, B. 2001. Lateglacial and early holocene paleohydrological and environmental change along a humid-arid transect from the central Pyrenees to the Ebro valley (Spain). *Terra Nostra* 2001/3, pp 211-218.
- Verdin, J.P. 1996, Remote sensing of ephemeral water bodies in western Nigeria. *International Journal of Remote Sensing*, 17(4): 733-748.
- Yechieli, Y. and Wood, W.W. 2002. Hydrogeologic processes in saline systems: playas, sabkhas, and saline lakes. *Earth-Science Reviews*, 58: 343-365.

Capítulo III

Devising facies within the playa-lakes of the Monegros Desert, Spain, with field and satellite data

ABSTRACT

The Monegros desert and its saline wetlands, called saladas (literally, “the salties”, are a unique European landscape of great scientific and ecological value. The saladas, i. e. playa-lakes and other small saline depressions, change their appearance not only seasonally, but also daily or even hourly depending on weather and on groundwater discharge. To depict these natural systems, we have devised five facies detectable with the available Landsat images, and useful for describing and promoting the protection of these habitats. Remote sensing has provided worthwhile historical data and additional information that complete the scarce field records. Combined field and satellite criteria are used to catalog these facies with a new conceptual integration that manages the asynchronism between the field and satellite data. The catalog of facies is intended to be helpful for monitoring these wetlands, and for understanding the current hydrological patterns and trends in the playa lakes. This work will serve as an unadulterated baseline for studying the future evolution of the saladas which may soon fall under manmade environmental forces such as increased water input from adjacent newly irrigated lands. It is hoped that the setting up of these facies will be useful, with minor adaptations, in using more advanced sensors or in studying similar habitats.

Keywords: facies, playa-lake, saline depression, remote sensing, wetland.

INTRODUCTION

In ecological, social and economic terms, wetlands are among the most valuable and productive ecosystems on earth, necessitating research to ensure wise development and protection. The wetlands of the Spanish Monegros desert comprise both playa lakes and occasionally flooded salty depressions. The conservation of these wetlands, locally called saladas, needs to be conciliated with the proposed irrigation of Monegros.

Conservationists worldwide are beginning to recognize the import of these ecosystems. Although playas are found in the western US (Rosen, 1991, in Yechieli and Wood, 2002), they are not included in the original Classification of Wetlands of the United States, largely used in the National Wetlands Inventory (Cowardin et al., 1979). The

Endorheic System has been added to the South African National Wetland Inventory in recognition of the significant ecological role played by pans ecosystems in southern Africa (Dini et al. 1998). This same System shares hydrological, geomorphological and ecological features with the wetlands of Monegros. More recently, the playa-lakes have been considered as nontidal marshes wetland by the US Environmental Protection Agency (<http://www.epa.gov/owow/wetlands>).

The saladas are a unique European landscapes and have great scientific and ecological importance. Given the water scarcity in Monegros, temporary water has an ecological significance much greater than in wet regions. The saladas were recently put under legal protection as they risk disappearing due to flooding since irrigation is being established nearby. From among all the causes of alteration in Spanish wetlands established by the Dirección General de Obras Hidráulicas (1991), there are legitimate fears that these saladas will soon be significantly altered by water flows from the contiguous irrigated lands, from dumping, or from other human actions. These fragile, as yet undisturbed habitats need to be described and their natural seasonal changes recorded using earth-bound traditional observations corroborated with remote sensing so as to make the best use of the less-costly stand-alone remote sensing for their continued study and surveillance.

A review of the literature shows that remote sensing was applied early to wetlands monitoring, but its use is less frequent for playa-lakes. Closed lakes of arid and semiarid regions are of interest because of their sensitivity to regional climate. In Ethiopia, Harris (1994) estimated changes in the extent of a closed salt lake as related to the climate. Bryant (1999) estimated changes in the water extent of Tunisian playas in order to assess changes in regional aridity. In Nigeria, Schneider et al. (1985) observed variations of Lake Chad and related them with the climate record, and Birkett (2000) examined the inundation variability of this same basin using remote area/level measurements and regional precipitation. The flooding on Tunisian and Algerian playas has been investigated by Bryant and Rainey (2002) and the inundation process within the saline pan was monitored by measuring changes in the surface reflectance of the playa-lake bed. The playas studied by these authors have extents of thousands of ha.

Mapping depositional environments and other surface soil features on playas by remote sensing techniques is much less frequent and it is usually tested with *in situ* observations. In this manner, Bryant (1996) detected evaporate minerals on an ephemeral salt

playa in Tunisia, using as a basis previous sedimentary and geological data. Epema (1990, 1992) defined several surface types within Tunisian playas by comparing Landsat TM images and simultaneous field reflectance measurements; these surface types represented various combinations of soil moisture, roughness and chemistry.

The remote sensing investigation of the playas and salt lakes in the Monegros desert demands an approach adapted to their singular characteristics. The first peculiarity is their small size, ranging from 1.8 ha to 200 ha; the second is their irregular and quick change of appearance. This variability is influenced by the season, the weather and the groundwater dynamics. Thirdly, there is simply a lack of *in situ* data.

Moreover, to our knowledge, no standard definitions of the playa-lake land-covers applicable to this study are available. As these land-covers are interrelated and change quickly either in time or space, we prefer the term “facies” (from Latin face, form, aspect, condition) as it has a similar meaning to the French term “état de surface”, or “surface condition”, defined by Escadafal (1992) in order to characterize the surface of the arid soils using field observations and remote sensing. Both terms take into account all the outstanding features of the interface atmosphere-soil. With a similar approach, Taft et al. (2003) use radar remote sensing to define four habitat classes based on the cover of vegetation and the presence of ephemeral discrete small shallow ponds in agricultural lands.

The aim of this article is first to define the observed facies, to describe and catalog them, and second to discover the remote sensing attributes that uniquely correspond to the above descriptions and categories.

The five facies defined in this work represent the varied milieus observed in the field in the Monegros saladas. The on-site monitoring of these facies is difficult because of the saladas untrafficability and the limited overall view in the field, but also because of the lack of personnel devoted to this task.

THE PLAYA-LAKES OF BUJARALÓZ-SÁSTAGO

The saladas being studied are located in the Monegros desert (Figure 1), one of the most arid regions of Europe (Herrero and Snyder, 1997). Rainfall is irregular, the annual mean is 388 mm for the Bujaraloz weather station. The annual reference evapotranspiration is 1255 mm.

Balsa et al. (1991) inventoried one hundred of the closed depressions in Monegros, some of them hosting playa-lakes. These depressions are developed in lacustrine miocenic horizontal strata and are caused by karstic processes of the underlying limestone and gyprock. Pueyo (1979) described these saladas and their brines using various interconnected quantified descriptors. In spite of the small size of saladas, the authors observed several sub-environments that they described as dry mudflats, saline mudflats, small coastal areas, and sand flats.

The saladas usually stand out in the landscape by one or more of the following characteristics: a flat bed topography with water and/or salt efflorescence, dark soil, and specific (halophilous) vegetation. In 1979, Pueyo already noticed the disappearance of some depressions due to farming practices; more recently, some of the salada borders have been used for dumping stones cleared from neighboring cultivated lands, as noted by Herrero (1982) and by Balsa et al. (1991). The dumping has increased in recent years, and now also one observes the results of heavy machinery traffic, the scattering of industrial debris, and the construction of infrastructures.

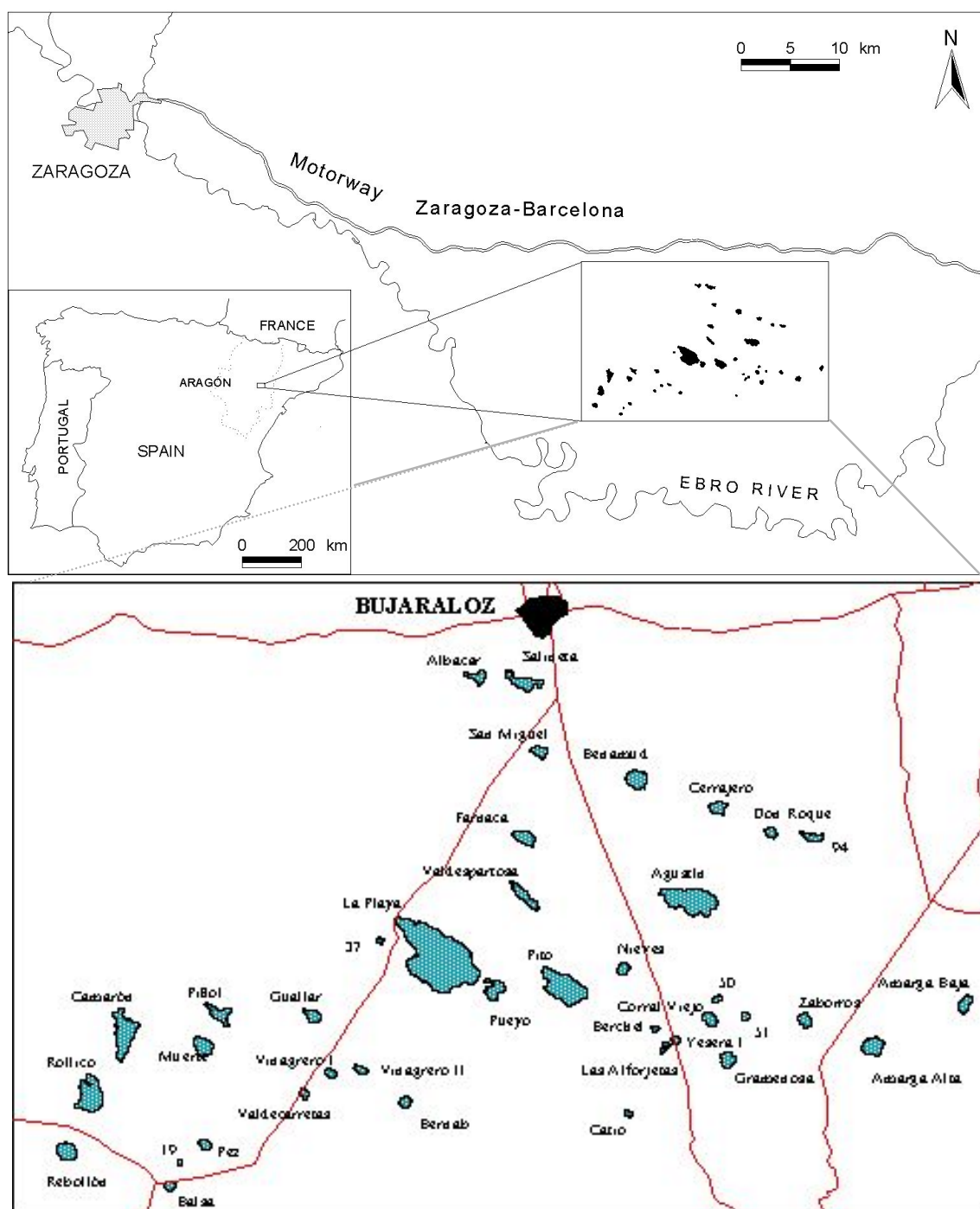


Figure 1: The remotely detected saladas of Monegros that are under study.

Most of the larger saladas are bordered by a sharp escarpment from one to twenty meters high which delimits the north and the south extent of these depressions. The common orientation of these escarpments is NW-SE, where the tectonic patterns converge with the prevailing wind direction. The smaller depressions, usually not flooded, have gentle margins

and a wet bottom with halophytes, although they may be invaded by rain-fed volunteer barley. If cultivated, these depressions become difficult to identify due to the agricultural use and more recently to land consolidation, standing out only when flooded.

As a saline system, the saladas can be considered *discharge playas* and *closed saline lakes*, depending on the closeness of the groundwater level to the ground surface (Yechieli, 2002). This fact, combined with the climate, determines the alternation of wet and dry periods in the saladas. In this work, we study thirty-nine depressions (Figure 1), detected with Landsat imagery in 1997, the most humid year in the period studied (Castañeda et al., 2001). All of these depressions appear in Balsa's inventory excepting one.

CRITERIA USED IN THE CATALOG

The facies were distinguished by applying distinct specific criteria in the field and in the satellite images. The ground criteria were acquired from our field experience and from literature. For every facies, these criteria are: location in the depression, arrangement, look, evolution, and relation with the other facies. The field description is intended to be useful for remote sensing, considering the spatial and spectral resolution of the available images. This is why our definitions are not lithological, chemical or mineralogical, as is the common way when the term “facies” is used in the geological literature. Our study data includes ground observations from two sources (Castañeda, 2002) covering from 1987 to 1990 and from 1993 to 1997, together with our own observations during 2001 and 2002.

The remote sensing criteria are applied to 26 Landsat images from different seasons, acquired from 1985 to 2000 and atmospherically and geometrically corrected. These criteria comprise the spectral features of every facies and their visual discrimination on all the images, where previously digital values have been transformed to reflectance values. The spectral features refer to the reflectance in the visible, medium and near-infrared spectra both in dry and wet season. The dry season comprises the hottest period, from June to September and the wet season from October to May. Visual analyses are based on the variation and spatial distribution of tone and color features. These analyses are made using the original Landsat bands, the RGB 457 composition, and the HSI transformation, as described in Castañeda (2002) and in Castañeda et al. (2004).

The extent of the facies for every date, obtained from the unsupervised classification of the images, is another attribute incorporated into the catalog, providing a key contribution

to understanding their evolution during the period studied. Catalog entries describe facies individually and then they are examined as a group. Their surface extent is obtained for each date in relation to the total surface, and the maximum extension for the period is related to the weather and environmental conditions for that period. Finally, the facies surface trend is found for the period studied, and conclusions are drawn as to what the trends mean from the hydrological point of view.

Apart from these criteria, three additional descriptors have been designed which contribute to the accurate definition of the five facies: their entity, significance and separability. The entity refers to the repetitiousness of the facies both temporally, i.e. in all the images, and spatially, i.e. in most saladas. This quality is easily traced, which is important in a long term monitoring study. The significance refers to their ecological meaningfulness or value, i.e. it is important that each of the facies represent different habitats, unique and singular in a regional context. Separability refers to the easy of field and remote recognition. The last quality is crucial for us since we lack the budget for long term *in situ* monitoring. The existence of features such as facies that have entity and significance allow the remote monitoring of the environmental status of the corresponding habitats whether in their natural state or suffering changes induced by man.

CATALOG OF FACIES

For every facies, the catalog has the following sections: (i) description, (ii) location (iii) arrangement and quantification, (iv) visual discrimination assessment, and (v) spectral signature. The catalog also contains graphic information, such as field photos, satellite images and thematic maps, to portray the facies as seen in different seasons (Figure 2).

The catalog contains the five facies detected in the saladas by Castañeda (2002), associated with the flooding and drying events. The facies, in order of decreasing humidity, are: Water, Watery Ground, Wet Ground, Vegetated Ground, and Dry Bare Ground. Their distribution is often in concentric fringes with diffuse borders.

These five facies are clearly distinguished by remote sensing as five spectral families and their corresponding thematic significance is based on knowledge of the terrain. A genetic or functional interpretation of the surface conditions represented in the maps we obtained would require additional data, i.e. geology, soil and vegetation maps, etc.

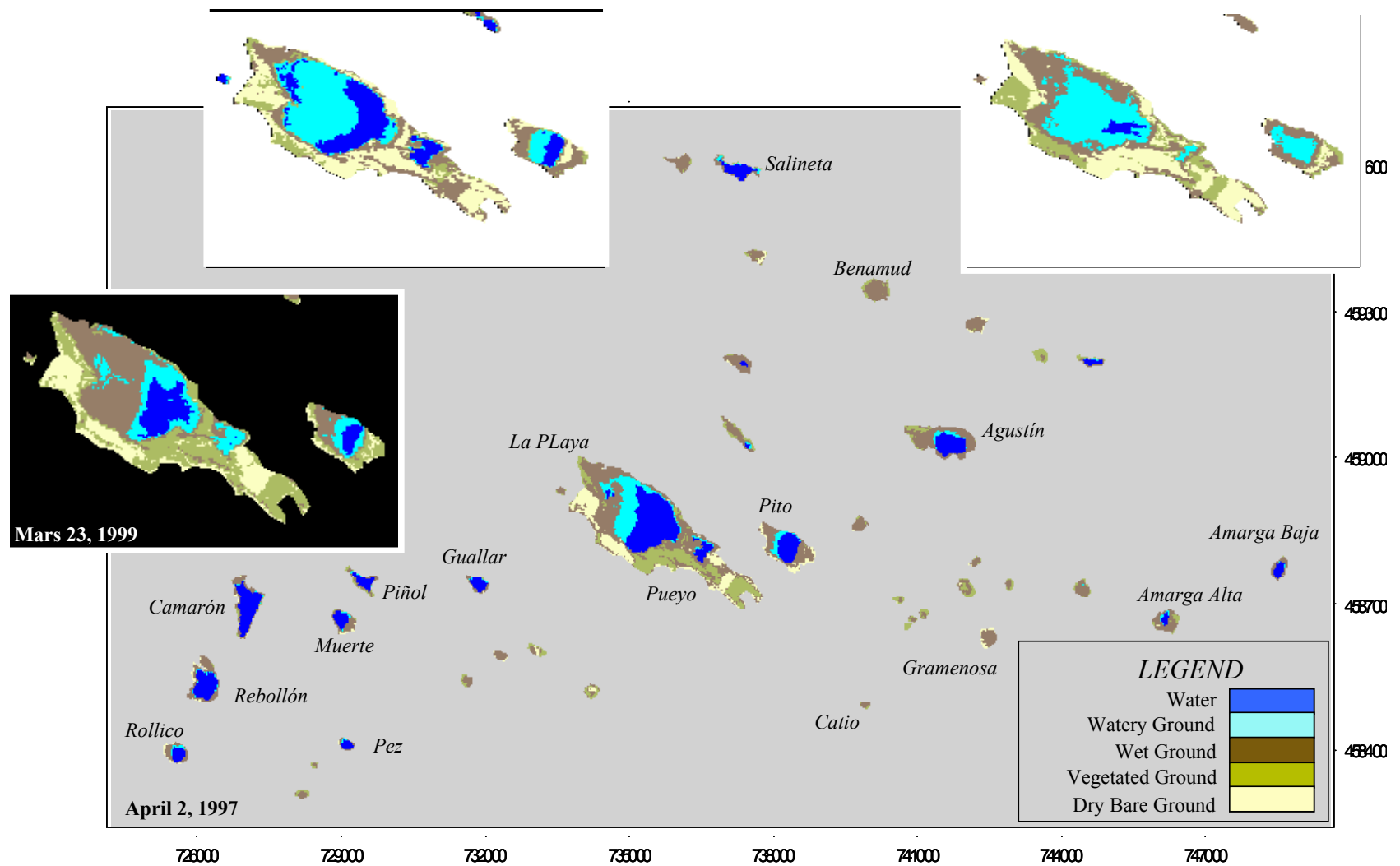


Figure 2. An example of a thematic map showing the facies distribution during in the wet period.

Water

Description. This is a water body having a depth that is measurable with a ruler driven into the bed (Plate 1). Water is the only facies having some field records; these records extend from 1993 to 1997 and show a maximum water depth of 51 cm.

Location. Water often occurs towards the southwest extreme of a depression, according with the prevalent wind direction. Wind may keep the water body displaced from the deepest area. This can lead to a zero depth reading on the ruler despite an observable water body in the field or on the satellite image.

Arrangement and quantification. Water was identified in fifteen of the twenty-six studied images. This cover can occur all year round, its extent varying considerably even during the same season (Figure 3). Its maximum detected extent was 261 ha in April 1997, which encompasses 26 % of the total surface of the depressions. Water occurs in almost all the major depressions when the year previous has been rainier than usual. Also water is observed in drier periods, resulting from other factors such as groundwater discharge.

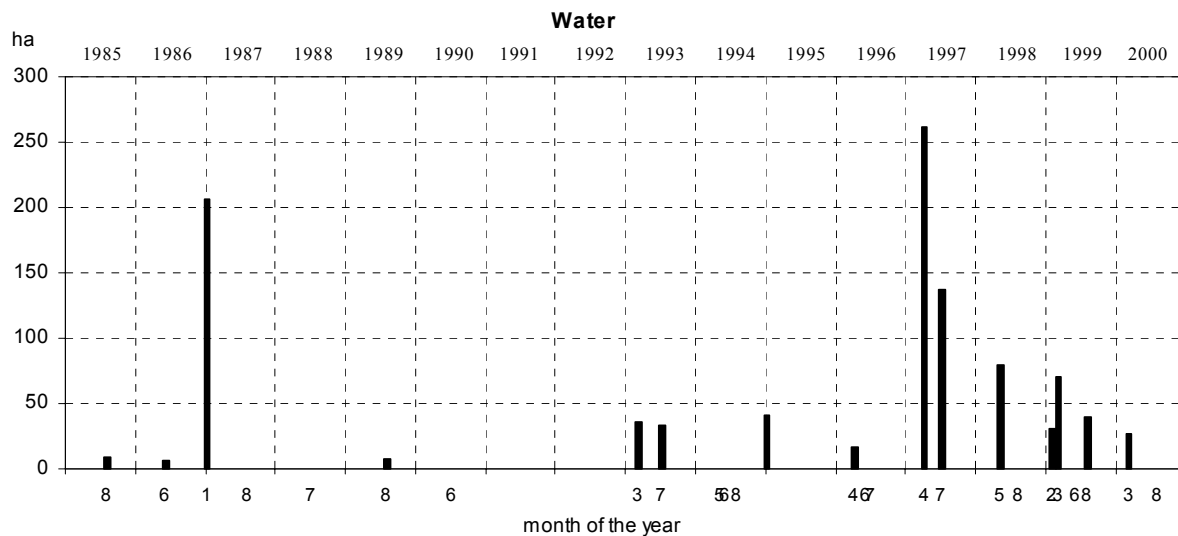


Figure 3. The extent of Water facies from 1985 to 2000 was obtained by an unsupervised classification of Landsat images. All the images are labeled by their month number on the x-axis; Water extent is 0 ha for those months without a bar.

Visual discrimination. Water is discriminated by the darkest tone in band 4. In the RGB 457 composition it appears as black, and in the RGB HSI composition, as cyan.

Spectral signature. This cover shows the typical spectral behavior of water. Figure 4 shows the mean reflectance values in the six bands for the twenty-six studied images from 1985 to 2000. Reflectance values have been obtained separately for wet and dry periods. January through May are grouped as the wet period, whereas June, July and August are grouped as the dry period. Values are very low overall, and are slightly lower in the wet than in the dry season, with a maximum reflectance of 13 % in band 4. Also the variability is higher in dry period, as the standard deviation shows.

Differences between the signature of this facies and the classical water signature have been observed both in the medium-infrared and in the visible. The bands 5 and 7 can show values > 0 , but always $< 9\%$, attributable to the underlying soil reflectance caused by the shallow depth of the water. Also, a decrease is observed in band 1, perhaps due to algal pigments.

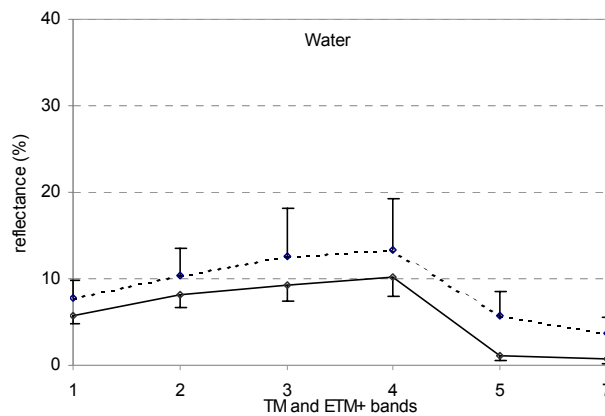


Figure 4. Water spectral signature in the wet season (solid line) and dry season (dashed line) represented by the medium reflectance of all the images for the period studied. Standard deviation half bars of are plotted for each band.



Plate 1. Water facies in different saladas during January and February of 2000: (a) La Playa, (b) Guallar, (c) Escobedo and (d) Rollico. The ruler (in a, b and d) is used to measure the water depth. It is usually read using binoculars from the edge of the salada, or as near as firm footing permits. In (a) and (b) the water body is shifted far from the ruler by the wind. Some saladas such as Escobedo (c) are depressions with gentle or no borders. They are usually cultivated and flooded (even in the same year), and they are only noticeable because of the presence of water in the wet season. As soon as the water disappears, they are worked again.

Watery Ground

Description. This is an extremely thin sheet of water, imprecise and difficult to measure, sometimes forming scattered ponds. As the water is a very concentrated brine, salts precipitate and crystals can emerge and glisten, giving the look of crushed ice. Frequently in spring, this facies has algal mats that stain the water bright red. Both precipitates and algal structures give a rough look to this surface. A similar facies, but with fresh water, has been studied by Taft et al. (2003).

Location. In the field, this facies is observed contiguous with the Water facies described above and it is difficult to distinguish a defined frontier between them. In dry periods, this facies remains until the desiccation of the salada. The wind and the bottom topography determine their spreading (Plate 2).

Arrangement and quantification. Watery Ground is present in all the studied images with a maximum extent ranging from 195 ha in January 1987 to 4 ha in August 1985 (Figure 5). For most years the extent is less than 50 ha, less than the 5 % of the total surface of the saladas.

Visual discrimination. Watery Ground is detected in band 4, by a slightly brighter tone than Water. In the RGB 457 composition, this cover is brown. In the RGB HIS composition it is not possible to differentiate this facies from the Wet Ground.

Spectral signature. Figure 6 shows the mean reflectance values for the period studied, higher than those for the Water facies for both the wet and dry seasons, perhaps due to the contribution of the facies bed (Durand et al, 2000; Lyon and Hutchinson, 1995). The maximum reflectance is about 24 % in band 4. Variability is higher in dry season and, similarly to the water facies, is also higher in the visible spectra. Watery Ground reflectance in the visible is always greater than the Water facies, perhaps due to the high salt content and the presence of algal structures. All these elements add turbidity and roughness to this thin water film, contributing to the diffuse reflection (Chuvienco, 2002) and the scattering effect (Kloiber et al., 2002) that increase the reflectance. Similarly to the Water facies, band 1 always has a lower reflectance in the visible perhaps due to the algal pigments (Hernández, 1998). Watery Ground has a very strong peak in the near infrared allowing a neat separation from Water. The peak could correspond to the algal activity (Han, 1997).

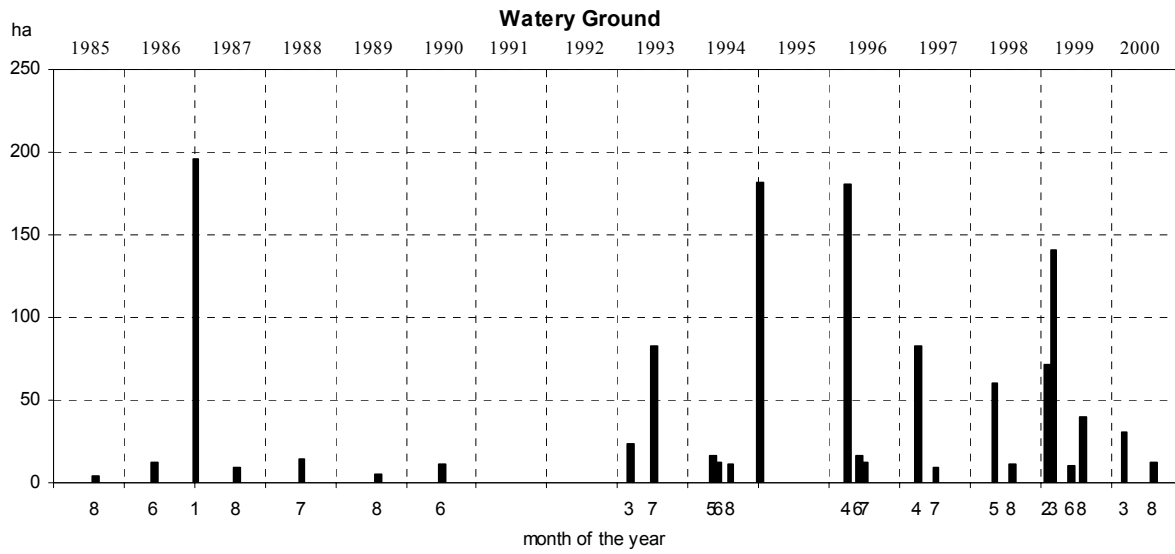


Figure 5. The Watery Ground facies extent from 1985 to 2000 is obtained by the unsupervised classification of Landsat images. The imaging dates are labeled by the month number in the x-axis.

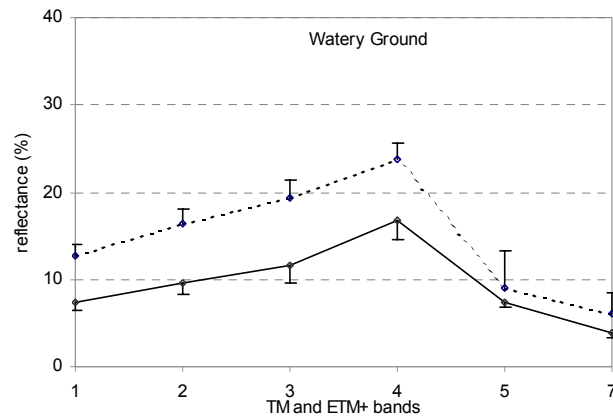


Figure 6. Watery Ground spectral signature in wet season (solid line) and dry season (dashed line) represented by the mean reflectance of all the images in the period studied. Standard deviation half bars of are plotted for each band.



Plate 2. Watery Ground identified in different saladas. This facies usually looks like crushed iced in region of Salineta (photos a and b). The algal mats and other remains frequently produce a putrescent mud (photo c) with dome structures (photo d). This facies can-not be measured by ruler, as shown in photo e.



Plate 2 (cont). Details of the Watery Ground in Salineta in March 2000. This facies is a mixture of a highly concentrated brine with crystal salts and algae, which usually act as the precipitation nucleus.

Wet Ground

Description. This facies stands out as a flat surface of homogeneous appearance in the playa-lakes, occupying most of the what was previously a bottom surface when water was present. The monotonous appearance continues up to the edge, which is frequently colonized by halophytes and by accumulations of vegetable remains, swept there by the swell (Plate 3). In the small closed depressions, occasionally cultivated, the Wet Ground is less homogeneous, with halophytes and/or an agricultural mixture.

Wet Ground is over-saturated in water even in summer, and oozes when stepped on. This fact makes it very difficult to hike along the bottom depressions. When this facies dries, it becomes rough because of the desiccation cracks and polygons and the outcrops of algal mat remains.

Wet Ground is usually brown, and darkens as the humidity content increases. This dark hue accentuates the difference between this facies and the Dry Bare Ground facies.

Occasionally this facies is covered by white efflorescence, giving it a surprising and blinding brightness. The efflorescence is at times deposited on fringes revealing the slow and continuous retraction of the water sheet towards the center of the depression. These efflorescences can have different looks and consistencies, appearing at times like a powder similar to newly fallen snow or in other cases like a solid crust that crunches under each footfall. Their extent is very variable sometimes winding along in intermittent strips of several meters length and another times occupying the full extent of the salada bottom. The permanence of the feature depends on the rain and evaporation conditions. However, the

accumulation of efflorescence is hindered because the frequent wind often sweeps the powdery deposits away.

In the small saladas, there are often useless attempts at farming on Wet Ground facies. Vestiges of these failed attempts are frequently observed. In these cases an irreversible change is detected: the bottom of the depression is partially incorporated by farmlands, the halophytic vegetation is lost and the edge of the depression turns into a vague shape. Frequently, the settled area floods again and the intended agricultural use is compromised.

Location. Wet Ground usually borders Watery Ground extending up to the outer limit of the depression or to the halophytic fringe. Sometimes Wet Ground is interrupted by patches of Watery Ground. Even in the dry season, this facies is easily identified in the saladas both in the field and on the satellite images.

Arrangement and quantification. Wet Ground is present in all the studied images and its extent decreases as Water or Vegetated Ground expands over the bottom. The maximum extent was registered in August 1985, with 561 ha. The minimum was registered during March 2000, with 175 ha. Usually, Wet Ground comprises 300 to 500 ha, 30 % to 50 % of the total surface of the saladas (Figure 7).

Visual discrimination. Wet Ground is always detected in bands 4 and 5 with a dark hue contrasting with the lighter dry ground around it. In the RGB 457 composition it appears as maroon. The HSI composition confuses this facies with Watery Ground.

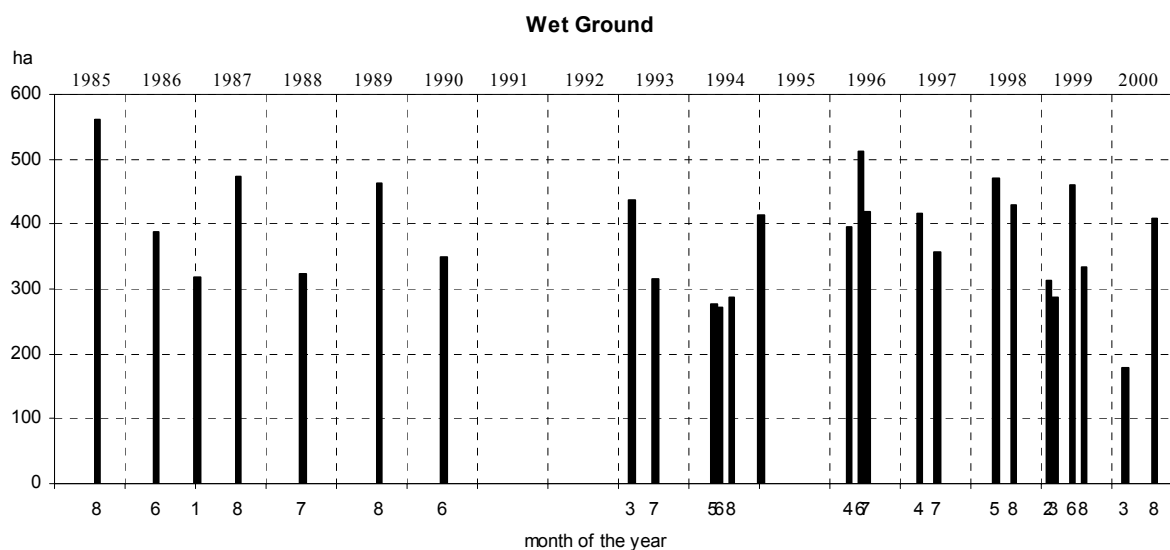


Figure 7. Wet Ground facies extent from 1985 to 2000 is obtained by the unsupervised classification of Landsat images. The imaging dates are labeled by the month number in the x-axis.

Spectral signature. Figure 8 shows the mean reflectance values for the six bands during the period studied. Its variability is lower than the previous facies. The reflectance values in the dry season are slightly higher than in the wet season. Reflectance increases from band 1 to band 5, with a maximum of 21 %. In the wet season a reflectance increase in band 4 has been observed, attributable to the seasonal occurrence of sparse halophytes. In band 7, both the soil humidity and its dark color produce a decreased reflectance.

According to the literature, the efflorescence should be recognized by high values of reflectance in the bands 5 and 7, but only under dry conditions. Although our field observations in the years 2000 to 2002 have recorded efflorescence in the saladas, the corresponding spectral signature seems masked by moisture. Only in the March 2000 satellite image do some saladas show an area of high reflectance in all the bands, ranging from 30 % to 70 %. This high reflectance could be reasonably related with the presence of efflorescence though no field data are available to corroborate. This image has not been used in the average estimations, in the supposition that a new facies might be described for efflorescence when more images supported by field observations demonstrate the existence of such a facies.

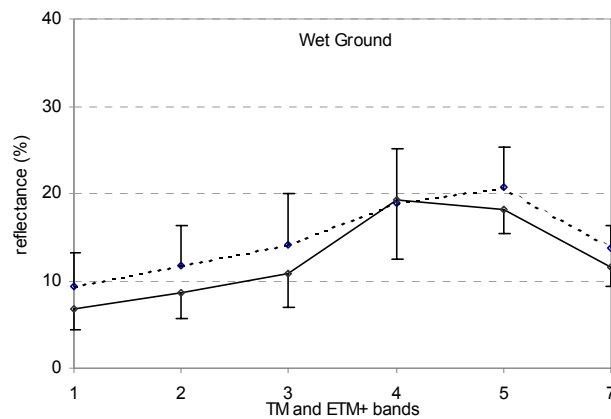


Figure 8. Wet Ground spectral signature in wet season (solid line) and the dry season (dashed line) represented by the mean reflectance of all the images in the period studied. Standard deviation half bars of are plotted for each band.



Plate 3. Different views of the saladas bed when the water sheet disappears. Usually (a), their flat and uniform bottom appears as a smooth wet surface, darker when the accumulation of organic remains in the soil surface is greater. Salty algal mats (b) and efflorescence (c) cover the salada bottom partially or completely, making the saladas appear as bright white patches on the plain. These efflorescences are usually ephemeral because they are soon whisked away by wind or reworked by new water input or agricultural activity.

Vegetated Ground

Description. The facies Vegetated Ground inside the saladas refers mainly to the halophytes where natural conditions are preserved, but also includes barley or volunteer plants in the small depressions where dry farming is occasionally attempted. In this case, the bottom is plowed but frequently abandoned because of the soil salinity (Plate 4).

Location. When the saladas have water several months every year, the halophytes grow in the external area of the topographic depression, bordering the Wet Ground or the Watery Ground. During periods when the saladas do not usually have water, Vegetated Ground covers their bottom, either partially or completely. Halophytes extend towards the center of the saladas as the water regime allows it, resulting in Vegetated Ground fringes according to the tolerance of each plant species to flooding and salinity.

Arrangement and quantification. Vegetated Ground has been detected in all the images and its extension varies according to the season and to the farming use. In spring, natural vegetation and crops are well developed, whereas in winter the natural vegetation has less density and less photosynthetic activity. Possible disturbances of the ecological conditions reflected in the modification of these fringes could be detected by long term studies. For the moment, only invasion by farming, agricultural infrastructures and dumping have been detected, but the main threat is the fresh water flooding by effluents from projected irrigated lands, endangering valuable endemisms (Cervantes and Sanz, 2002).

This facies is highly variable in the field and in the satellite image, both in its appearance and extent. This agrees with the intrinsic variability of halophytic vegetation in terms of perennial species substitution and canopy alterations following the flooding/drying episodes, phenological states, and annual halophyte blossoms. Moreover, this facies includes field conditions like plowed land, growing crops, stubble, etc. in areas with a coextensive intermittent barley crop.

The minimum Vegetated Ground extension was 97 ha, detected in January 1987, and the maximum was 488 ha, detected in July 1997, the most humid year of the period studied. Of the total surface occupied by the saladas, the Vegetated Ground extent ranges from 18 % to 42 % (Figure 9).

Visual discrimination. In the Landsat bands 4 and 5, the hue varies with the phenology, making the systematic detection of this cover impossible. Vegetated Ground

facies appear red color in the RGB 457 composition, with differences in intensity according to the season. This facies is green in the RBG HSI composition.

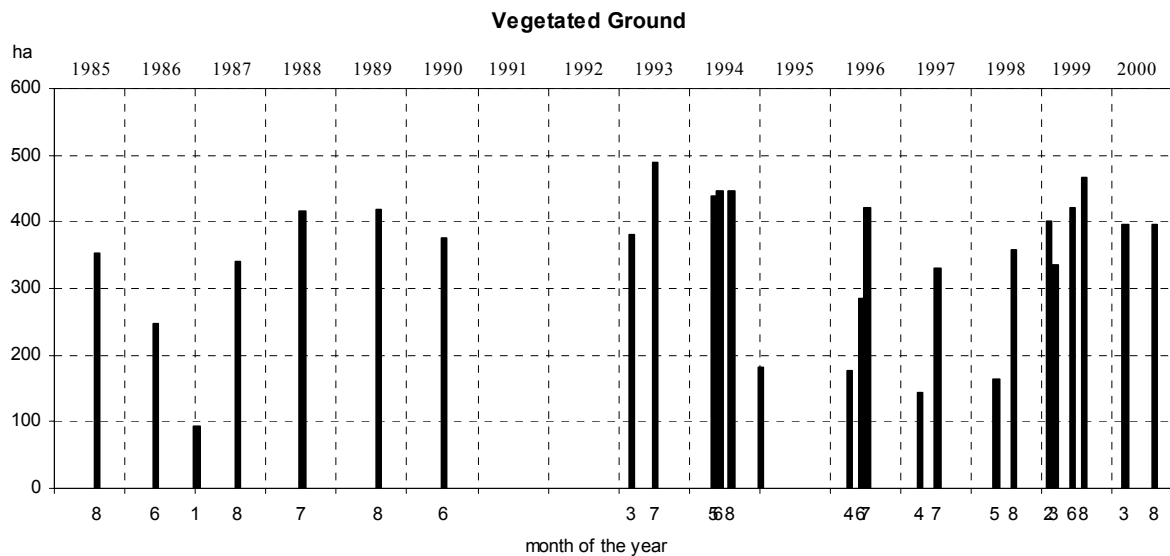


Figure 9. The extent of Vegetated Ground facies from 1985 to 2000 was obtained by an unsupervised classification of Landsat images. The imaging dates are labeled by the month number in the x-axis.

Spectral signature. Figure 10 shows the mean reflectance values in wet and dry seasons during the period studied. In the wet season the spectral curve has the appearance of mixed soil and vegetation, with a peak in band 4 of about 24 %, and a similar value of 22 % in band 5. In dry season, the peak occurs in 5 band with 27 %. The size of the Landsat pixel versus the extent and shape of the vegetation patches make unpractical to look for spectral signatures in order to split this facies by plant density or by species or seasonal changes of either the plants or the soil background.

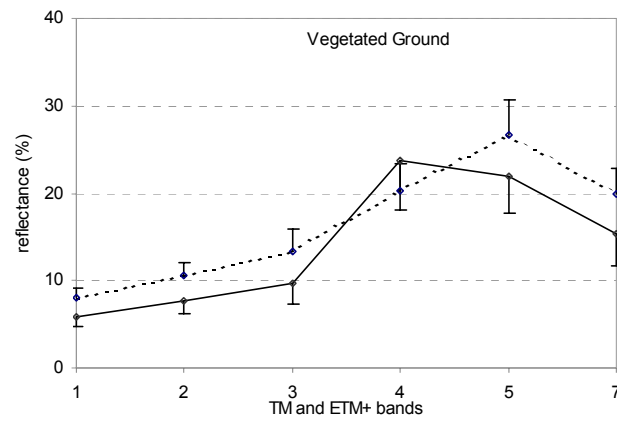


Figure 10. Vegetated Ground spectral signature during the wet season (solid line) and dry season (dashed line) represented by the mean reflectance of all the images during the period studied. Standard deviation half bars of are plotted for each band.



Plate 4. The Vegetated Ground facies is organized in fringes along the border of the saladas bottom depending on plant salinity tolerance. The most tolerant halophytes reach from the edge toward the center of the salada, with the center reach depending on the presence of the ephemeral brines. When there is less water, there is more Vegetated Ground. Some depressions have the bottom completely covered by halophyte with the varied density of covering shown in (c) and (e).

Dry Bare Ground

Description. Dry Bare Ground is the topsoil in a dry state usually recognized by a light hue in the field, having negligible vegetation or nil, and including a variety of conditions. The border between this facies and Wet Ground is frequently a very neat line often representing the limit of the groundwater discharge into the saladas.

In the most external fringe of the playa-lakes, Dry Bare Ground is a smooth surface, more extensive in dry periods. In some small depressions Dry Bare Ground occurs over the entire bottom, and can contain stones also with light hues such as tabular limestone and gyprock fragments with sizes from few centimeters to one meter (Plate 5). The stoniness, increased by plowing, gives a rough appearance to this facies. When the stones are removed by farmers, this appearance changes greatly and generally turns smoother and darker. On the other hand, the removed stones together with debris and rubbish are being dumped in the saladas, covering the Vegetated Ground or other facies which are then classified by remote sensing as Dry Bare Ground.

Location. Dry Bare Ground occurs in the most external area of the saladas and over their borders. In heavily dry conditions, this facies can extend over all the bottom of some depressions, especially in summer. The Dry Bare Ground extent is inversely related to the Vegetated Ground and Wet Ground extent.

Arrangement and quantification. This facies has been detected in all the images. Their maximum extension is 260 ha in June 1994, and the minimum is 62 ha in August 1985. Its extent ranges between 10 % and 25 % of the total surface of the saladas (Figure 11).

Visual discrimination. The Dry Bare Ground is clearly discernible in Landsat bands 4 and 5 because it has the lightest tone, brighter in summer than in spring, and an even lighter tone than the Wet Ground. In the RGB 457 composition this facies varies from light blue to white; in the RGB HSI composition, it is orange-colored.

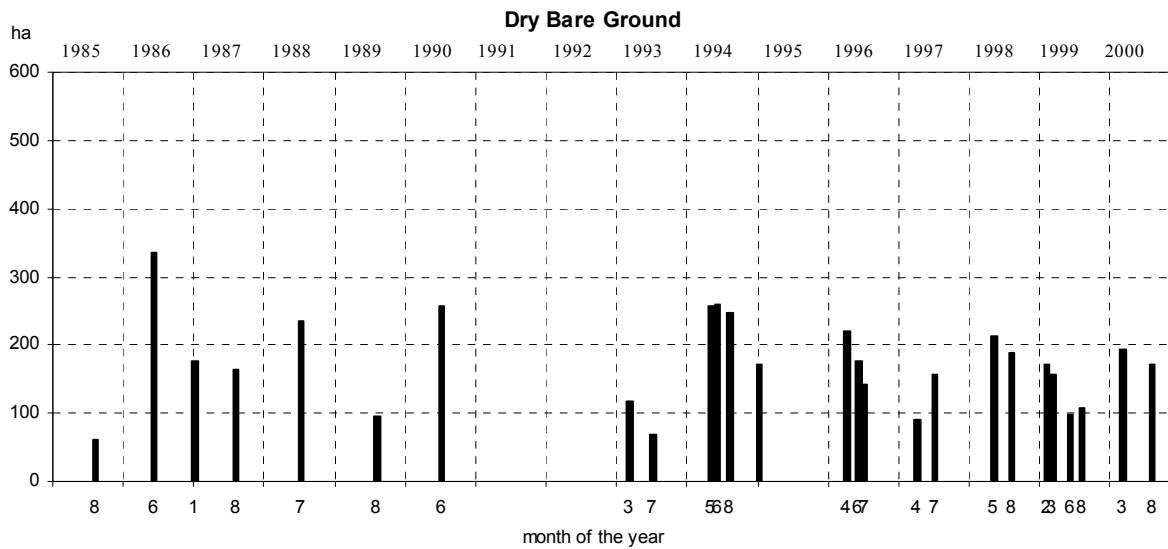


Figure 11. The extent of Dry Bare Ground facies from 1985 to 2000 was obtained by an unsupervised classification of Landsat images. The imaging dates are labeled by their month number on the x-axis.

Spectral signature. Figure 12 shows the mean reflectance values during the wet and dry seasons of the period studied. The Dry Bare Ground has the highest reflectance values in all the bands, increasing gradually from the visible to the infrared. The peak is very clear in band 5 in all the images, for either the dry or wet seasons. In the dry season, the average reflectance value in band 5 is 35 %, clearly different from the Wet Ground, which has an average of 21 % for the same season. In the wet season, a small increase in reflectance in band 4 is noticeable due to the influence of some scarce vegetation.

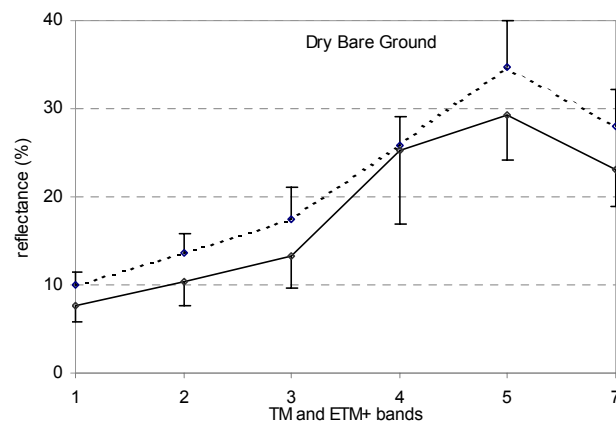


Figure 12. The Dry Bare Ground spectral signature during humid season (solid line) and dry season (dashed line) represented by the mean reflectance of all the images for the studied period. The standard deviation half bars are plotted for each band.



Plate 5. The Dry Bare Ground usually borders the saladas (a and f), but in the most dry depressions (b, c, d, e), this facies extends over all the bottom and it may be affected by stone dumping (b) or by farming (c, d and e).

EXTENT VARIATION OF FACIES

The variation of the facies extent is crucial for monitoring environmental alterations or other changes. Although discrimination of the five facies is possible in the field, their accurate location and extent determination is only feasible by remote sensing, as we have done for the period 1985-2000.

The total saladas extent established by remote sensing is 1000 ha. From this total area, the mean extent of Water plus Watery Ground is only 9 %, with a maximum of 40 % in January 1987 whereas a minimum extent of 0.9 % occurs in August 1987 for these facies taken together. It should be stressed that in April 1997, the most humid year of the last thirty years, both these facies taken together only occupied 35 % of the total saladas extent. Some bias can be supposed because no satellite images are available during cloudy periods. Notwithstanding, the above comparisons illustrate the complex relationships of flood and weather that will be studied in a forthcoming article.

The mean extent of Dry Bare Ground is 18 %. The maximum of 34 % occurred before the start of a series of land systematization projects, in June 1986, when the satellite image shows that farming was rare in the saladas. Wet Ground is the facies with the highest average extent, with a mean of 38 %, reaching a maximum of 56 % in August 1985. Vegetated Ground has a mean extent of 40 %, with a minimum of 10 % for the winter of 1987.

Figure 19 shows the distribution of the surface extent of each facies for the studied images. For each facies, the boxplots show the range box, with whiskers extending from the lowest value within the lower limit, $Q1 - 1.5 (Q3 - Q1)$, to the highest value within the upper limit, $Q3 + 1.5 (Q3 - Q1)$, according to Chambers et al. (1983); and the outliers, i. e., values outside these limits.

Vegetated Ground, Wet Ground and Dry Bare Ground show the broadest range of extent in Figure 19, but the variation of Water and Watery Ground are the most striking, with a minimum observed extent of 0 ha and 4.2 ha, respectively. Water and Watery Ground also stand out by their skewed distribution, emphasized by the outliers. They have the shortest ranges, but their coefficients of variation, 172 % and 124 % respectively, are much higher than Wet Ground (23 %), Vegetated Ground (32 %), and Dry Bare Ground (38 %). For Watery Ground and Water, a possible bias must be taken into account in the dates of the records with cloudy periods being under-represented, as already referred. The extent distribution of each facies recorded in this study will serve as a base for future monitoring and

environmental warnings. So, we have undertaken another study with radar imagery in order to overcome this bias.

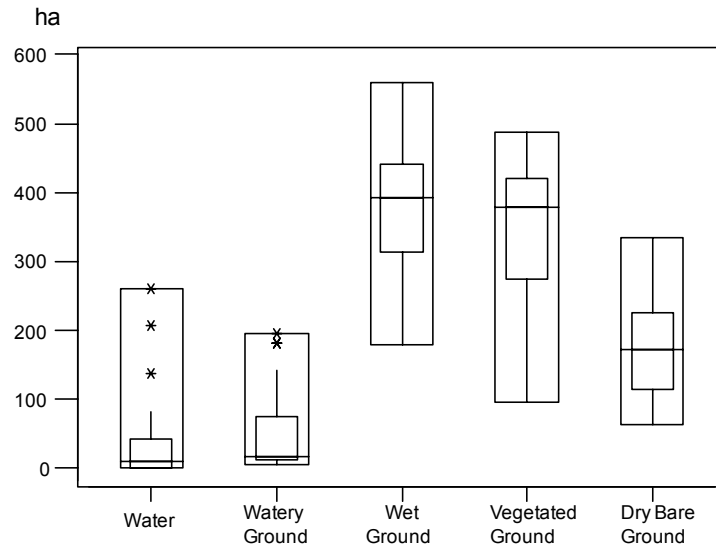


Figure 19. Boxplots of the surface extent (ha) of each facies from 1985 to 2000 for the 26 Landsat images studied.

Temporal changes of the surface area occupied by each facies are noticeable but their long-term (15 years) variation is small, as shown by the trend lines in Figure 20. Water and Watery Ground vary in the same way and their trend lines remain almost constant. Vegetated Ground shows the clearest ascending trend line. Wet Ground and Dry Bare Ground trends slightly decrease, and it is noticeable that they behave in opposition, an increase in one corresponds to a decrease in the other (Figure 21). In this Figure, Vegetated Ground seems independent from the Wet Ground and Dry Bare Ground variation extent. One reason for its increase is that this facies includes some cropped fields in areas where farmers hope it will not flood.

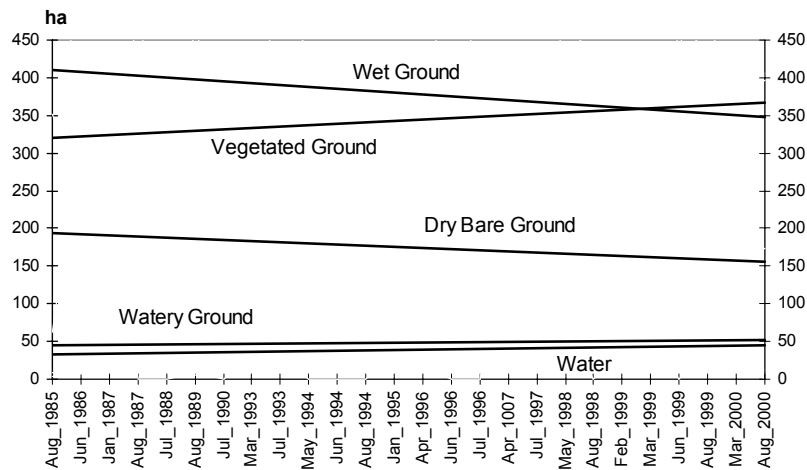


Figure 20. Trend lines for each facies computed from the studied Landsat images between 1985 and 2000.

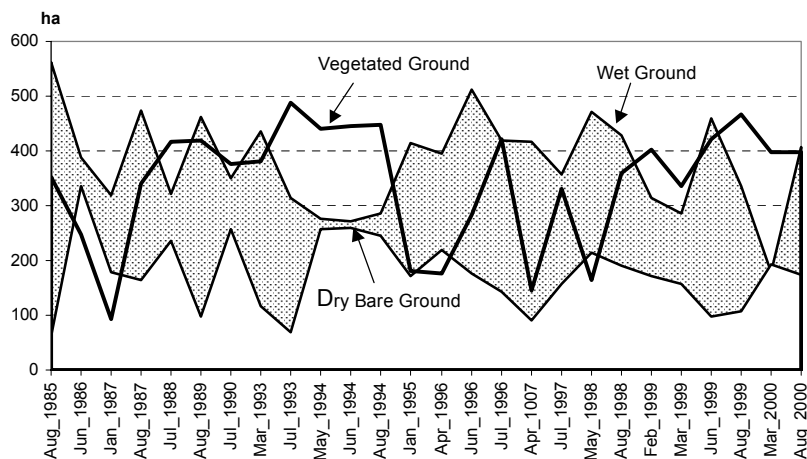


Figure 21. Opposed extent of Wet Ground and Dry Bare Ground, represented by the areas so indicated. The record of the Vegetated Ground extent is superposed.

Most of the changes in Water and Watery Ground extent are episodic judging by our experience, but the duration of these episodes can only be established by organized monitoring with more frequent observations, either in the field or by remote sensing. Results from this monitoring will need to establish thresholds for the allowable duration of flow episodes in order to preserve the hydric regime of the saladas ecosystems.

From the hydrological point of view, saladas are discharge areas of groundwater, mainly by evaporation. The five facies are related to the presence of water in the saladas, and excepting Dry Bare Ground they can be considered as evaporative surfaces, for which we have computed an evaporation rate in two ways. First, we have considered Ev_1 , i.e., the sum

of Water, Watery Ground and Wet Ground extent for each date (Figure 22), the available surface source of water discharge by direct evaporation. Secondly, the evaporation contribution of Vegetated Ground is also computed ($Ev2 = Ev1 + \text{Vegetated Ground}$), as the plants contribute to the water discharge by transpiration (Figure 22). $Ev1$ is more variable, ranging from 24 % to 76 %, and with a mean of 50 % of the total saladas surface. $Ev2$ remains more constant ranging from 63 % to 93 %, with a mean of 80 %. Both $Ev1$ and $Ev2$ are very variable in the short-term, though the trend lines remain almost constant, with a slight decrease for $Ev1$. Including the Vegetated Ground facies as part of the evaporative surface, the result being $Ev2$, the short-term variability decreases considerably.

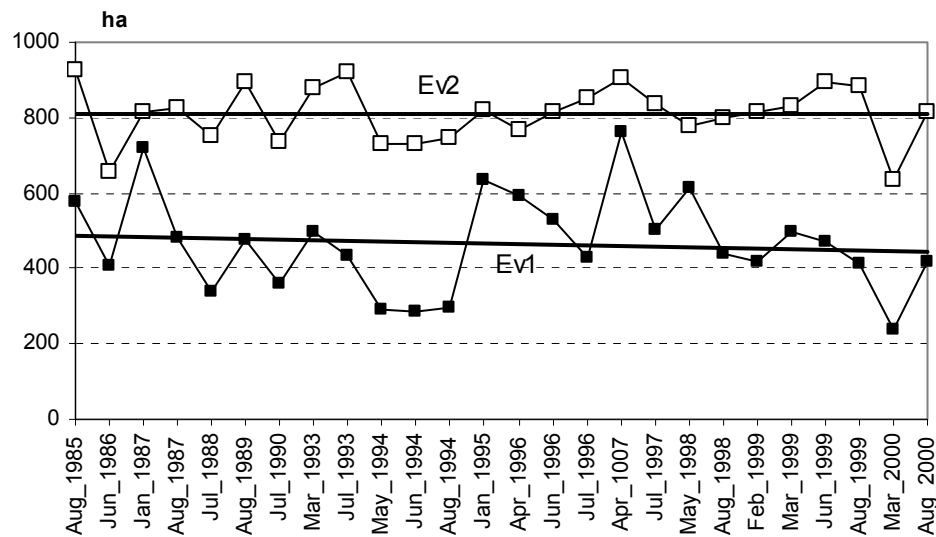


Figure 22. Variation of the evaporative surface within the saladas. $Ev1 = \text{Water} + \text{Watery Ground} + \text{Wet Ground}$; $Ev2 = Ev1 + \text{Vegetated Ground}$.

CONCLUSIONS

A catalog of different land covers, here defined as facies, has been created to describe and monitor the valuable habitats hosted by the playa-lakes in the Monegros region of Spain. The catalog includes five facies: Water, Watery Ground, Wet Ground, Vegetated Ground, and Dry Bare Ground. The adopted criteria make for an easy distinction of these facies either in the field or using the Landsat images.

In practice, the extent of each facies can only be estimated from remote sensing. These extents will be the key to appraising the conservation status of these singular habitats and to study their evolution. From the total extent of the saladas area, the mean extent of Water plus Watery Ground is only 9 %; the mean extent of Dry Bare Ground is 18 %. Vegetated Ground has a mean extent of 34 % and Wet Ground is the facies with the highest average extent, with a mean of 38 %. Temporal variations are noticeable but they were small for the 15 year span of this study. Only Vegetated Ground shows a slightly ascending trend. Wet Ground increases when Dry Bare Ground decreases, perhaps because of variations in agricultural use or in weather conditions. The episodic condition of water occurrence, recognized in the field observations, is confirmed by the high coefficients of variation of Water (172 %) and Watery Ground (124 %). The total evaporative surface, represented by the extent of the facies contributing to the water discharge in the saladas, does not show a significant change during the period studied. It will be necessary to monitor the Water and Watery Ground facies in order to establish threshold limits for the allowable duration of flow episodes in order to preserve the hydric regime of the saladas ecosystems.

The Landsat TM and ETM+ images have provided worthwhile historical data and additional information that completes the scarce field records. The definition of the facies with appropriate criteria has overcome the asynchronism between the field and satellite data. Satellite imagery has allowed us to quantify the extent of facies and to study their evolution from 1985 to the present. This analysis will serve as a baseline for studying the evolution of this ecosystem, especially with the integration of new environmental factors such as increased water input from newly irrigated adjoining lands.

Landsat images used in combination with field observations have provided thematic detail and a new conceptual integration for cataloging the facies of these habitats. This catalog, the most extensive register in time and space of these valuable habitats that exist, will be a crucial tool for understanding any future natural or man-induced changes.

The facies definitions are expected to be useful in similar environments with flooding and drying episodes. A more detailed subdivision of these land covers or surface types will be possible with improved sensors having better spatial resolution and with the support of simultaneous field data.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work is funded by the Government of Aragón within the ARGOS research project, in the framework of the Comisión de Trabajo de los Pirineos. It will be a part of the preliminary study of the project INTAS-69 “Satellite image processing techniques for effective management of land use and irrigation demand in the Aral basin”.

REFERENCES

- Balsa, J., Guerrero, C., Pascual, M.L. and Montes, C. 1991. Las saladas de Bujaraloz-Sástago y las saladas de Chiprana: riqueza natural de Aragón. Empelte, 7. Grupo Cultural Caspolino. Caspe, Zaragoza.
- Birkett, C.M. 2000. Synergistic remote sensing of Lake Chad: variability of basin inundation. *Remote Sensing of Environment*, 72: 218-236.
- Bryant, R.G. 1996. Validated linear mixture modeling of Landsat TM data for mapping evaporite minerals on a playa surface: methods and applications. *International Journal of Remote Sensing*, 17(2): 315-330.
- Bryant, R.G. 1999. Application of AVHRR to monitoring a climatically sensitive playa. Case study: Chott el Djerid, Southern Tunisia. *Earth Surface Processes and Landforms*, 24: 283-302.
- Bryant, R.G. and Rainey, M.P., 2002. Investigation on flood inundation on playas within the Zone of Chotts, using a time series of AVHRR. *Remote Sensing of Environment*, 82: 360-375.
- Castañeda, C. 2002. El agua de las saladas de Monegros sur estudiada con datos de campo y de satélite. Consejo de Protección de la Naturaleza en Aragón, Zaragoza, 158 pp.
- Castañeda, C., Casterad, M.A. and Herrero, J. 2001. Una metodología para el estudio de las saladas de Monegros Sur mediante imágenes Landsat TM. In: Rosell, J.L. and Martínez-

- Casasnovas, J.A. (Ed), Teledetección, Medio Ambiente y Cambio Global, 686 pp. Universidad de Lérida.
- Castañeda, C., Herrero, J. and Casterad, M.A. 2004. Landsat monitoring of playa-lakes in the Spanish Monegros desert, (in preparation).
- Chuvieco Salinero, E. 2002. Teledetección ambiental. Ed. Ariel. 586 pp.
- Cervantes Vallejos, J. and Sanz Trullén, G. 2002. Distribución de *Halopeplis amplexicaulis* y otras plantas amenazadas en las saladas de Monegros. Diputación General de Aragón. Servicio Provincial de Medioambiente de Zaragoza. Subdirección del Medio Natural. Propuesta Z-21616. 92 pp. + anejos.
- Chambers, J.M., Cleveland, W.S., Kleiner, B. and Tukey, P.A. 1983. Graphical methods for data analysis. Chapman and Hall. New York.
- Cowardin, L.M., Carter, V., Golet, F.C. and LaRoe, E.T. 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. U. S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. Jamestown, ND: Northern Prairie Wildlife Research Center Home Page. Available on <http://www.npwrc.usgs.gov/resource/1998/class-wet/classwet.htm> (version 04DEC98).
- Dirección General de Obras Hidráulicas. 1991. Estudio de las Zonas Húmedas Continentales de España. Inventario, tipificación, relación con el régimen hídrico general y medidas de protección. INITEC. Dirección General de Obras Hidráulicas, Ministerio de Obras Públicas y Transportes. Madrid.
- Dini, J., Cowan, G. and Goodman, P. 1998. South African National Wetland Inventory. Proposed wetland classification system for South Africa. First Draft. South African Wetlands Conservation Program. Available on http://www.ngo.grida.no/soesa/nsoer/resource/wetland/inventory_calssif.htm. version 03Dec2003).
- Durand, D., Bijaoui, J. and Cuneau, F. 2000. Optical remote sensing of shallow-water environmental parameters: a feasibility study. Remote Sensing of Environment, 73: 152-161.
- Epema, G.F. 1990. Effect of moisture content on spectral reflectance in a playa area in Southern Tunisia. Proceedings International Symposium, Remote Sensing and Water Resources, Enschede, August 20-24: 301-308.

- Epema, G.F. 1992. Spectral reflectance in the Tunisian desert. PhD Thesis submitted to the Wageningen Agricultural University, The Netherlands.
- Escadafal, R. 1992. Télédétection de la surface des sols arides. Concept et applications. In: L'aridité. Une contrainte au développement. E. Le Floch et al. ORSTROM Ed.
- Han, L. 1997. Spectral reflectance with varying suspended sediment concentrations in clear and algae-laden waters. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 63(6): 701-705.
- Harris, A.R. 1994. Time series remote sensing of a climatically sensitive lake. *Remote Sensing of Environment*, 50: 83-94.
- Hernández Maríné, M. 1998. Cianobacterias y algas de los suelos salobres de la plataforma Bujaraloz-Sástago. In: Pedrocchi, C. (Ed.) *Ecología de Los Monegros*, pp. 137-142. Instituto de Estudios Altoaragoneses. Huesca.
- Herrero, J. 1982. Salinidad del suelo en salobres de Monegros y Somontano oscense como condicionante de la vegetación. *Institución Fernando El Católico, Zaragoza*, 50 pp.
- Herrero, J. and Snyder, R.L. 1997. Aridity and irrigation in Aragón, Spain. *Journal of Arid Environments*, 35: 55-547.
- Kloiber, S.M., Brezonik, P.L., Olmanson, L.G. and Bauer, M.E. 2002. A procedure for regional lake water clarity assessment using Landsat multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, 82: 38 – 47.
- Lyon, J.G. and Hutchinson, W.S. 1995. Application of a radiometric model for evaluation of water depths and verification of results with airborne scanner data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 61(2): 161-166.
- Pueyo, J.J. 1979. La precipitación evaporítica actual en las lagunas saladas del área: Bujaraloz, Sástago, Caspe, Alcañiz y Calanda (provincias de Zaragoza y Teruel). *Revista del Instituto de Investigaciones Geológicas*, 33: 5-56, Diputación Provincial and Universidad de Barcelona.
- Schneider, S.R., McGinnis, D.F. Jr. and Stephens, G. 1985. Monitoring Africa's Lake Chad with Landsat and NOAA satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 6(1): 59-73.

- Taft, O.W., Haig, S.M. and Kiilsgaard, C. 2003. Use of radar remote sensing (RADARSAT) to map winter wetland habitat for shorebirds in an agricultural landscape. *Environmental Management*, 23: 268 – 281.
- United States Environmental Protection Agency. 2004. [on line]. Available on: <http://www.epa.gov/owow/wetland> (version 03Dec2003).
- Yechieli, Y. and Wood, W.W. 2002. Hydrogeologic processes in saline systems: playas, sabkhas, and saline lakes. *Earth-Science Reviews*, 58: 343-365.

The water regime of the Monegros playa-lakes established from ground and satellite data

ABSTRACT

The Monegros playa-lakes are isolated saline wetlands confined in a vulnerable semiarid territory where the expansion of the agriculture threatens their hydric cycle with a more permanent and fresh flooding, risking the disappearance of high natural values. This study aims to examine the water regime of these playa-lakes from the weather data and the available water records. These records are historical and limited series of weekly measures of depth of water, and Landsat imagery water extents. We have characterised the hydric behaviour of the playa-lakes by treating separately ground and satellite data. For this purpose, first the playa-lakes are grouped by water occurrence, and second their hydric status is related to the previous rainfall and with ET_0 in the lack of local records of wind and brine or fresh water evaporation. The response to the rains is faster for the northern playa-lakes in the platform and becomes slower for the southwestern ones. All playa-lakes have a significant relationship between water occurrence and accumulated rainfall in the 180 previous days. A significant relationship between ET_0 and water occurrence was found for a shorter period, the 15 previous days. Recognising the current water regime is basic for monitoring the effects of the advancing irrigation of adjacent lands. For this purpose, remote sensing is a useful tool in the context of environmental watch of this area. The hydrological knowledge of the Monegros playa-lakes could be integrated with other playa environments to study regional climate conditions.

Keywords: playa-lake, remote sensing, irrigation, flooding regime, Monegros.

INTRODUCTION

Playa-lakes represent a minor proportion either of modern drylands (ca. 5%; Cooke et al., 1993 in Bryant, 1996) and of sediments within the geological record. Due to the limited and incomplete knowledge of the processes that occur in this environment, a greater understanding of the hydrology on contemporary playas is necessary.

Remote sensing techniques offer rapid acquisition of data with generally short turn-around time at cost lower than ground surveys (Hunt et al., 2003) and are a useful tool for delineating shallow-water systems having fluctuating margins such as the playa-lakes and for providing a historical perspective of wetlands hydrology when the historical data such as water levels is limited (Al-Kudhairy et al., 2002) furnishing also complementary approaches to field monitoring (Castañeda et al., 2004).

The remote detection of water bodies variation of playa-lakes and other wetlands is commonly included in studies of desertification processes in the context of climate and land use changes (Collado et al., 2002). As an exemple, Schneider et al. (1985) have surveyed the impact of recent climatic changes on the water extent patterns of the lake Chad. Later, Birkett (2000) studied the water depth variations and the inundation extent of the same lake and its relationships with local and regional precipitation for assessing the regional aridity. Harris (1994) correlated the variability of water levels in a lake with precipitation and evaporation for climate research, and the interaction between hydrological changes of the lake Aral and the environmental parameters has been studied by Nakayama et al. (1997). Vázquez et al. (2003) have studied the pattern of surface waters occurrence in relation with the antecedent precipitation for drawing zones of a given flooding frequency.

Knowing the playa inundation regime is useful not only for hydrological purposes but also to obtain climatic records. The climatic changes influence on the Tunisian playas hydrology was confirmed by Drake and Bryant (1994), and later Bryant and Rainey (2002) compared contemporary and past information about the ephemeral flooding events in these Tunisian playas and their response to seasonal changes in precipitation and evaporation.

The hydrological changes in playas, due to their high-evaporation/low-rainfall regime, are much more complex than a volume/area response, so changes in the timing, frequency and persistence of ephemeral water (Bryant, 1999) need to be studied. Apart from the observations of wetting-drying cycles of playas, the interest on their hydrology also focuses on the annual radiation and windiness (Malek et al., 2002), the evaporation rate (Pike, 1970; Pratta, 1990), and the relation between the surface water and the energy balance (Laymon et al., 1998) to assessing on hydrological models.

Although the environmental concerns of European Union blocked the irrigation works in Monegros for several years, and have enforced the exclusion of some areas from irrigation, the playa-lakes are being affected by the new infrastructures and dumping. The forthcoming

impact of the irrigation works will be the flood episode duration, extent, and frequency increase, the water bodies salinity decrease, resulting in disappearance of valuable habitats. The salada of Chiprana provides evidence of the strong impact of irrigation return flows for hundreds of years (Valero-Garcés et al., 2000) in a region close to Monegros. The analysis of retrospective TM and ETM+ sensor images and available ground observations is the only way for reconstructing the water regime of Monegros playa-lakes, for establishing simple and useful relationships with climate and weather, and for the future set up of an environmental watching tool.

The objective of this study is to identify the water presence-absence cycles in the major Monegros playa-lakes and to establish their hydrological patterns using both ground and satellite data.

STUDY AREA

The study area lies in the Monegros Desert, in the central area of the Ebro basin (Figure 1), one of the most arid regions of Europe (Herrero and Snyder, 1997). Rainfall is very irregular, with a minimum annual average of 175 mm, a maximum of 535 mm, and an average of 346 mm in Petris weather station for the period covered by this work, 1985 to 2000. The mean annual ET_0 is 1255 mm after the estimate of Faci and Martínez-Cob (1991) for the nearby Bujaraloz weather station.

The Monegros playa-lakes fit the genetic and functional description given by Shaw and Thomas (1997) and Brière (2000) for this term. They have been described by several authors, as reviewed by Castañeda (2002), and support endemisms and other organisms of high biogeographical interest, making the Monegros playa-lakes a matter of environmental concern.

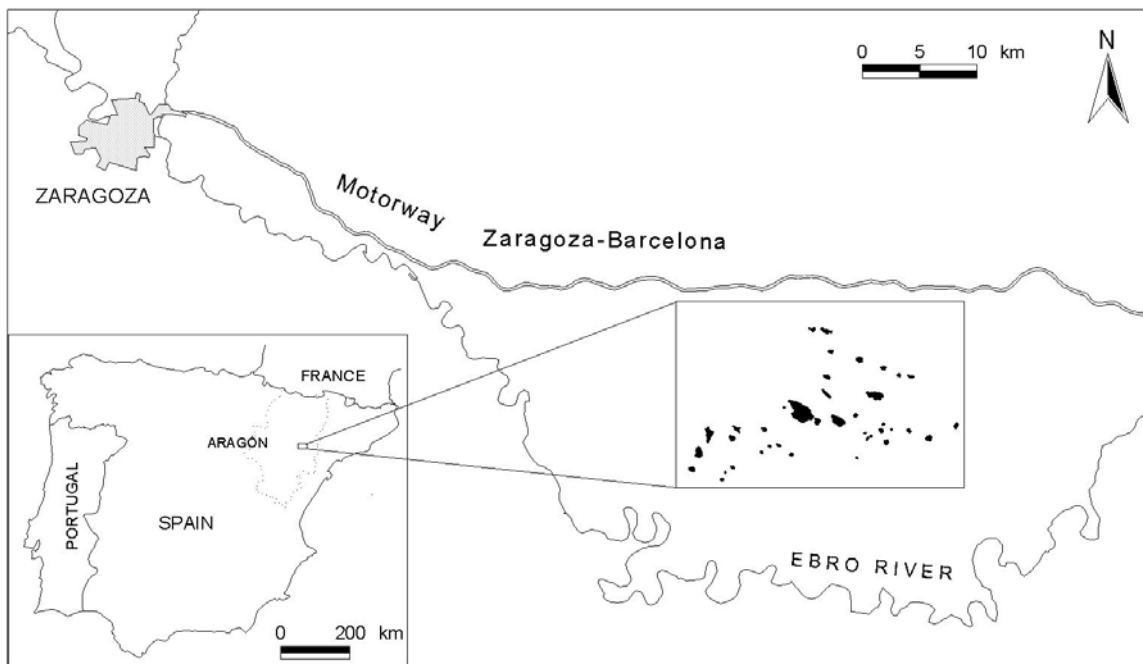


Figure 1. Location of the studied playa-lakes digitized from Landsat imagery.

The studied playa-lakes are included in the Bujaraloz-Sástago endorheic complex, with more than a hundred depressions developed in a Miocenic structural platform which is elevated more than 100 m over the Ebro river base line. Three gypsum-limestone units (lower, intermediate and upper) with the gypsum content increasing to the west can be distinguished from the geological map of Salvany et al. (1996). Almost all the studied playa-lakes are over the intermediate unit, containing the most soluble materials. Its thickness decreases progressively to the west, where most playa-lakes are located.

The platform works as a single closed basin where the geological features, such as solubility and permeability of materials and its heterogeneous disposition, make the hydrological connections complex. The upper and intermediate units are separated by a thin but laterally continuous lutitic layer segregating the two main aquifers in the area (Figure 2). The upper aquifer contains lutitic limestones with interbedded gypsum layers, and the lower aquifer contains gypsum and limestone with intercalations of lutite. Both aquifers have a long time water residence, providing salty waters upwards the playa floor (García-Vera, 1996).

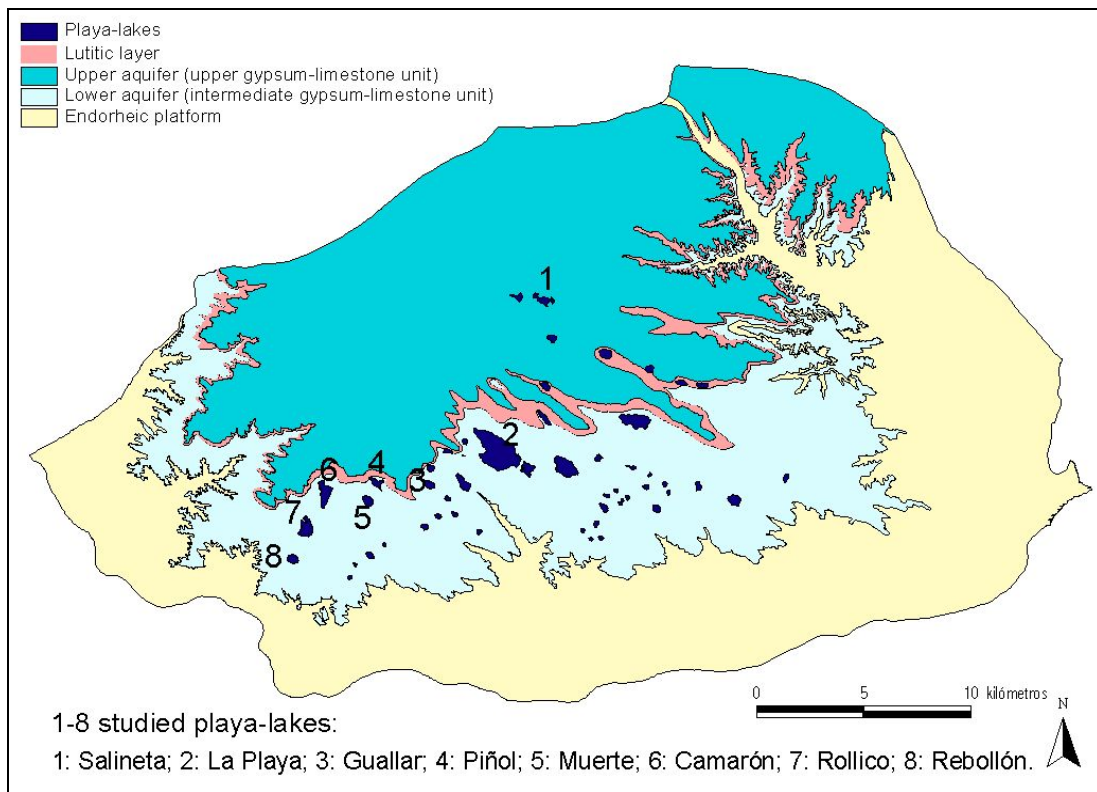


Figure 2. The studied playa-lakes and the two main aquifers in the platform, from García-Vera (1996).

Monegros playa-lakes are discharge playas (Yechieli and Wood, 2002) though the brine, because of its density, could flow downward and percolate into the groundwater system (Allison and Barnes, 1985). The water table is shallow near the topographic lows of the playa-lakes and of other saline depressions on the platform, allowing water to evaporate from the capillary fringe (Samper-Calvete and García-Vera, 1998). Berga (1993) also described the groundwater level being very close to the surface at the bottom of these depressions, sometimes at less than one meter. Groundwater level rises in winter and goes down in spring, as a direct reply to the rain and to the evaporation increase. In the playa-lakes, the water is continuously evaporated either if there is or not a free water sheet. The aquifer presents a delay with regard to the rain periods estimated from one to three months, depending on the author.

Monegros playa-lakes play an important role in the regional hydrology, having a close connection with the two main aquifers. From the studied playa-lakes (Figure 2), only Salineta, is linked to both aquifers whereas the others (La Playa, Guallar, Piñol, Muerte, Camarón, Rebollón and Rollico playa-lakes) are fed by the lower aquifer and also are connected by a groundwater flow moving from NE to SW (Álvarez, 1996). In relation with the irrigation, this

author detected groundwater level fluctuations, which were not considered as a significant rise of water level in the area during 1996. Otherwise, the previous hypothetical estimations carried out by Berga (1993) announced that the water extent in some of the playa-lakes may increase the 100 %, being the dry period the most altered.

MATERIAL

Almost 100 topographic depressions, locally named *saladas*, have been inventoried in the platform (Balsa et al., 1991), playa-lakes and other close saline depressions. Using Landsat imagery 39 *saladas* were detected (Figure 1), some of them are playa-lakes and other are close saline depressions. Only the eight largest playa-lakes are considered and monitored in this study.

Three sets of data about water occurrence in the Monegros playa-lakes have been available. The first set contains the monthly ground observations of Berga (1993) in the first week of each month from January 1987 to September 1990. She identifies the water presence or absence in the following 15 playa-lakes: Amarga I, Amarga II, Camarón, Guallar, La Playa, Muerte, Pez, Piñol, Pito, Pueyo, Rebollón, Rollico, Salineta, Saladar y Salobral. Presently, the two last ones have disappeared because of the irrigation works.

The second set, from Mars 1993 to June 1997, was compiled by Castañeda (2002). These ground data are weekly observations of water depth measured along the years on a ruler driven into the bed of the following eight playa-lakes: Camarón, Guallar, La Playa, Muerte, Piñol, Rebollón, Rollico and Salineta (Figure 2).

The third set is a series of water extents detected in each of the above eight playa-lakes using 26 satellite images from different seasons between 1985 and 2000. Two facies related to the water presence in the Monegros *saladas* have been defined by Castañeda (2002): Water, measurable with a rule, and Watery Ground, not measurable with a rule but noticeable by the satellite images. Their sum, as relevant from the environmental and hydrological points of view, is considered as the water extent for computations in this work.

METHODS

This study includes the examination of the water measures themselves, and the relationships with weather and other factors.

The first step was to compare the monthly data of Berga between 1987 and 1989 with the first observation of each month in the weekly measures from 1993 to 1997, in order to disclose the seasonality of the inundation in each playa-lake. Further, both the water depth measures and the satellite water extents were studied separately to obtain: (i) the yearly distribution of the maximum and minimum values; (ii) the playa-lakes cluster grouping by similarity level using the simple linkage method, with the similarity between playa-lakes defined as $s = (1 - d/d_{\max})$, where d is the distance in each of the two matrices, depth and extent of the water; and (iii) the satellite dates cluster grouping by the same method, using the water extent matrix. Also a clustering was carried out using the principal components of the weekly water depth measures.

In the second step, the water data were collated with the rainfall and with the evapotranspiration (ET_0) as the main meteorological factors controlling the hydric status in the playa-lakes. For these analyses, we have considered different periods of both accumulated rainfall and ET_0 , previous to the water record date. Then, daily rainfall and daily ET_0 are computed for the 15, 30, 90 180 and 365 days before the water record.

The rainfall record was taken from the Petris weather station, located in the area at 345 m elevation. There is neither available wind records nor measures of the evaporation of saline water in this area. Thus, the evapotranspiration were estimated by the Hargreaves method (Allen et al., 1998) using daily temperature data from the Candanos weather station, the closest owning temperature records during the period studied. ET_0 stands for the evaporation of a well irrigated grass. As we have used it with an exploratory aim, a conversion coefficient of ET_0 in to free saline water sheet evaporation was not applied. The Hargreaves method was used because of its simplicity and its good monthly estimations of ET_0 if compared with lysimetric measures (Martínez-Cob, pers. comm.) in our experimental farm located 60 km far.

In addition to the rainfall and evapotranspiration, we have considered two factors influencing the water occurrence: (i) the elevation of the playa-lake bottom above the sea level, and (ii) the ratio between the size of each playa-lake and of its basin. For this purpose we have used the values obtained by Berga by means the planimetry of topographic maps in scale 1:5000; this author considered the visible mark of the saline sediment at the bottom of the depression for estimated the bottom extent of each playa-lake. There is no information about methods used by the other authors, and there is no available basin cartography to form a criteria for explaining the differences.

RESULTS AND DISCUSSION

1. Water presence variability obtained from ground data.

The monthly observations from 1987 to 1989 allowed Berga (1993) to distinguish a similar seasonal pattern for Salineta, La Playa, and Guallar, with water for more than six months every year (Table 1). Their wet cycle begins in autumn and continues until March.

From only the first weekly measure in every month during the period 1993-1997, Salineta is the only playa-lake with water for more than six months. However, taking into account all the weekly observations (Table 2) the wet cycle of all the saladas enlarges and their response to the spring rains is detected. This data confirm the longer wet cycle for Salineta and Guallar, followed by La Playa and Camarón. During this period, all the playa-lakes have water from the autumn to the spring excepting in 1995. Apart from Salineta, all the playa-lakes were dry from May to December of 1995, the driest studied year.

The annual maximum water depth (Figure 3), always registered in winter, increases from 1993 to 1994, decreases in 1995 and 1996, and a new increase occurs in 1997. Piñol and La Playa do not follow this pattern. The annual minimum water depth record allows establishing two groups: (i) Salineta, La Playa, Guallar, Muerte and Piñol with minimum in 1995; and (ii) Camarón, Rebollón and Rollico, with minimum in 1996, are located in the SW of the study area.

Table 1. Months with water presence (grey color) and absence (white color) according to Berga (1993) observations.

Playa-lake	1987	1988	1989	1990
Amarga I				
Amarga II				
Camarón				
Guallar				
Muerte				
Pez				
Piñol				
Pito				
La Playa				
Pueyo				
Rebollón				
Rollico				
Saladar				
Salineta				
Salobral				

Table 2. Months with water presence (grey color) and absence (white color) according to the Dirección General del Medio Natural observations (Castañeda, 2002). *: without data.

Playa-lake	1993	1994	1995	1996	1997
Camarón					*
Guallar					*
Muerte					*
Piñol					* * * * *
La Playa					*
Rebollón					*
Rollico					*
Salineta					*

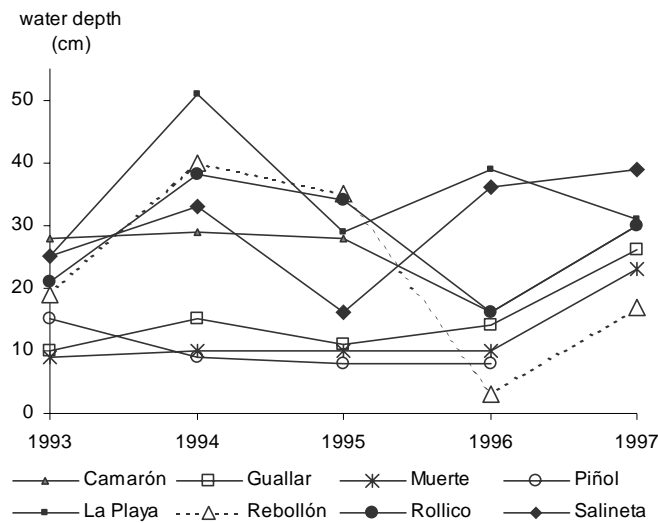


Figure 3. Annual maximum depth of water in the eight monitored playa-lakes.

La Playa, Camarón and Salineta show the greater annual maximum water depths ranging from 20 to 25 cm in 1993; from 30 to 51 cm in 1994; from 30 to 35 cm in 1995; and from 30 to 40 cm in 1997. The absolute maximum water depth in this period was 51 cm, recorded in La Playa, 21 December 1994.

The monthly maximum water depths occur during the winter except 1993, where it happens in August for almost all the playa-lakes. In 1994, the monthly maximum depth occurs in December, but Rebollón and Rollico in November and Salineta in October. In 1995 and 1997 it happens in January and in 1996, in December. Figure 4 shows four distinct distributions of the monthly maximum water depths: (i) Camarón, Rollico, and Rebollón showing synchronous variations; (ii) Piñol, Muerte, and Guallar, with variations also synchronous, but shorter and delayed from the previous group; (iii) La Playa, with the sharpest and highest peaks and a more delayed water raise; and (iv) Salineta with a great number of fluctuations and the less synchronization with the other playa-lakes.

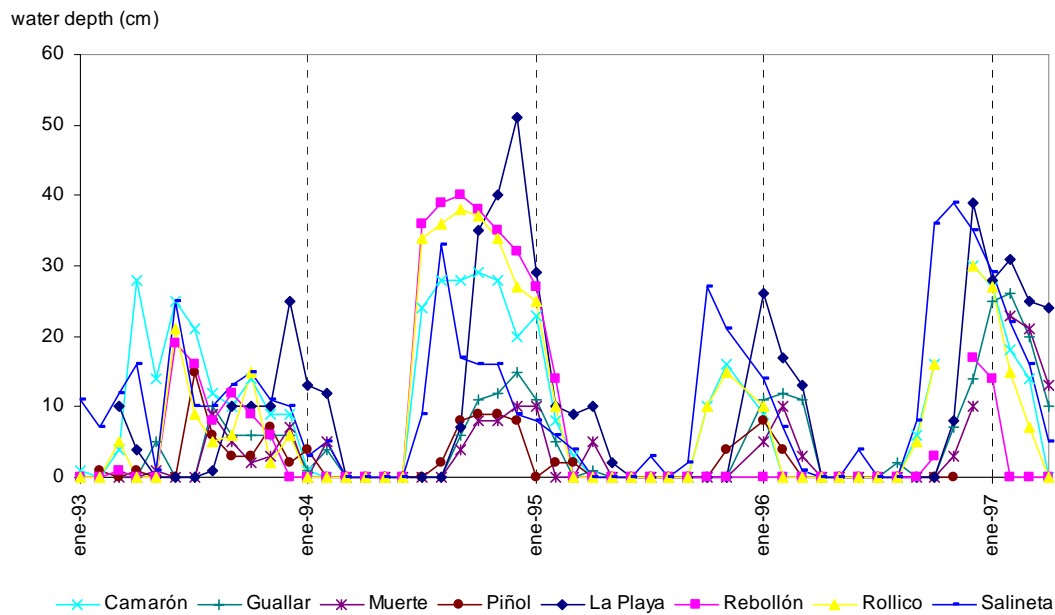


Figure 4. Monthly maximum values of water depth in the eight monitored playa-lakes.

From the weekly water depths, Salineta, Camarón and La Playa appear as the more wet playa-lakes, and Muerte and Piñol as the driest. In spite to the limitations owing to the restricted period of observations, the adjusted trend line in Figure 5 shows an increase of the water depth from 1993 to 1997 except for Camarón, Piñol and Rebollón which remain unvarying.

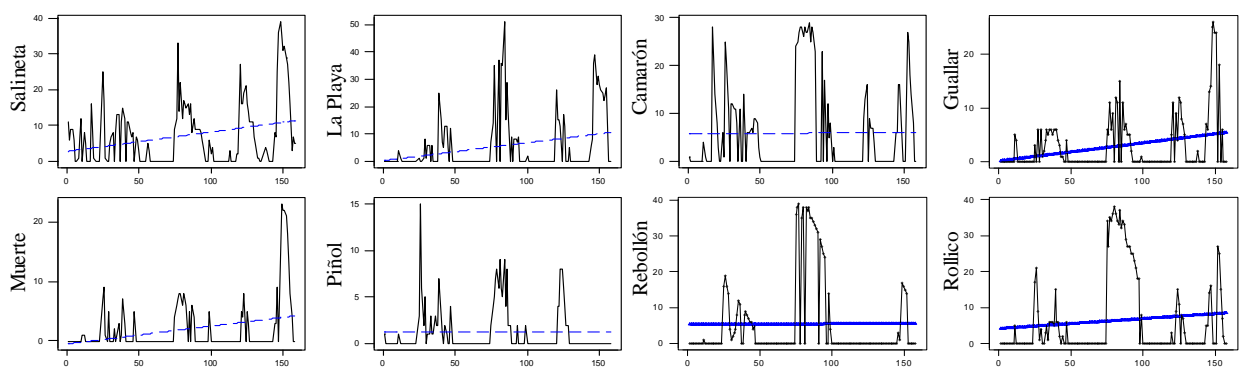


Figure 5. Trend line drawn from the weekly measures of water depth in the eight playa-lakes.

The eight playa-lakes have been classified according to their similarity using a cluster analyses. Similarity is higher than 80 % for all them (Figure 6), suggesting a common behavior. The most dissimilar salada is La Playa, followed by Salineta and Guallar. So, from

1993 to 1997 the behavior of these three playa-lakes outstands, in agreement with the results Berga (1993) for the period 1987 to 1990. The highest similarity occurs between Rollico and Rebollón, and then between Muerte and Piñol. As reported previously, both couples show a parallel evolution of their water depth. The similarities shown by Figure 6 agree with the hydraulic connection established by Álvarez (1996) and previously described.

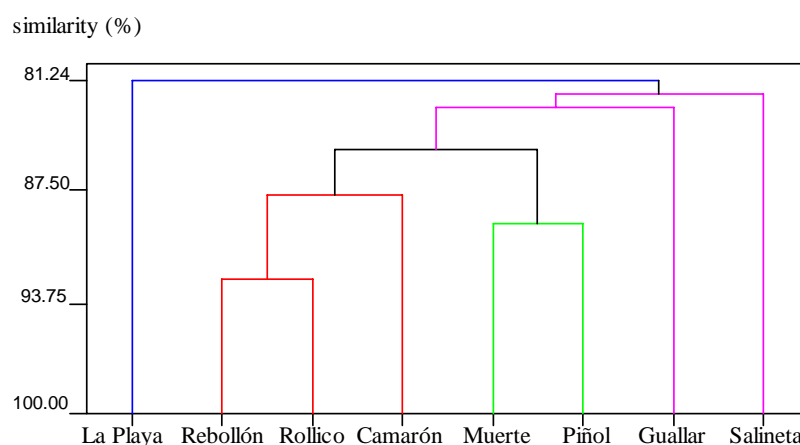


Figure 6. Similarity of the playa-lakes based in the weekly measures of their water depth from 1993 to 1997.

A principal component analysis was applied for eliminating redundant information, resulting that the three first components have more than the 80 % of the total variance. Table 3 shows the values of the three first components. The first one collects the common for all the playa-lakes; the second one enables to make two groups by their negative and positive values; and the third one isolates La Playa. The result of the cluster analysis applied to the three first components is similar to the result obtained with the original data.

Table 3. Values of the three first principal components obtained from the weekly water depth measures in the eight playa-lakes.

<i>Playa-lake</i>	<i>CP1</i>	<i>CP2</i>	<i>CP3</i>
Salineta	- 0.790	0.268	0.197
La Playa	- 0.775	- 0.107	0.425
Guallar	- 0.754	0.358	0.341
Muerte	- 0.803	0.274	- 0.367
Piñol	- 0.845	0.315	- 0.242
Camarón	- 0.840	- 0.187	- 0.260
Rollico	- 0.877	- 0.334	- 0.059
Rebollón	- 0.780	- 0.556	0.059

2. Water surface variability considering the satellite data.

Two analyses have been carried out. In the first we have considered for each image date the sum of the water in the 39 playa-lakes. As it was expected, Figure 7 shows that this summarized water extent has a great variability and their highest values are detected in winter and spring. The extreme water area occurs in 1987, both the maximum in January, with 402 ha, and the minimum in August, with 9 ha. In summer, water extent is lower than 15 ha excepting for July 1997 (146 ha) and August 1998 (80 ha). Unusually, in July 1993 the water extent doubles the Mars one, perhaps due to the scarce rainfall in winter 1992-1993 and the rains just before summer. Also unusual is 1999, with more water in August than in June in spite of the poor rainfall of July (43 mm) and the intense summer evaporation. To advocate a raise of water tables due to the new irrigated lands would need assessment of water tables.

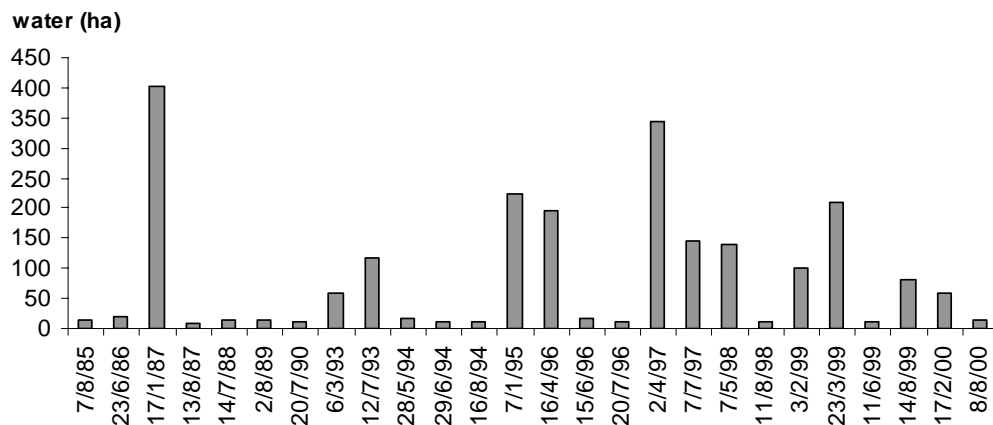


Figure 7. Total water surface detected in Landsat imagery in every date.

A high yearly variability of water extent is observed even in the same season. So, in winter water extent range from 100 to 400 ha, in spring it fluctuates from 60 ha to more than 340 ha (Figure 8a). In summer water extent is more regular with an average of 13 ha except for 1993, 1997 and 1999 where it ranges from 80 ha to 146 ha (Figure 8b).

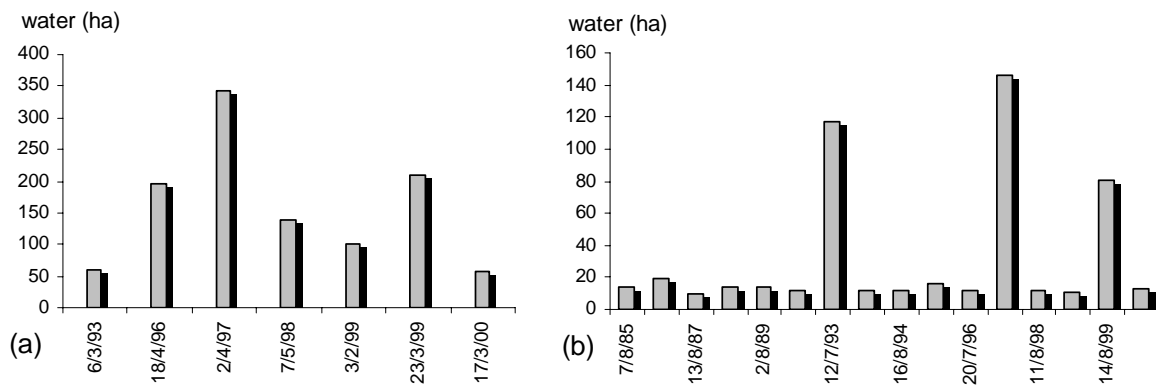
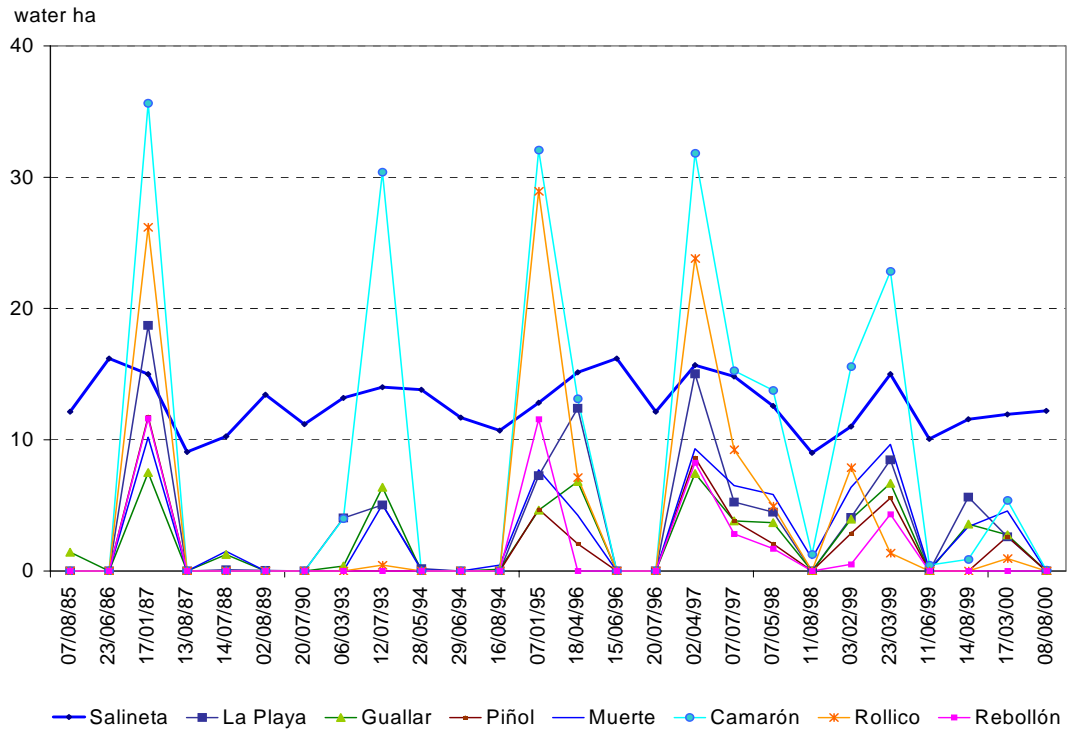
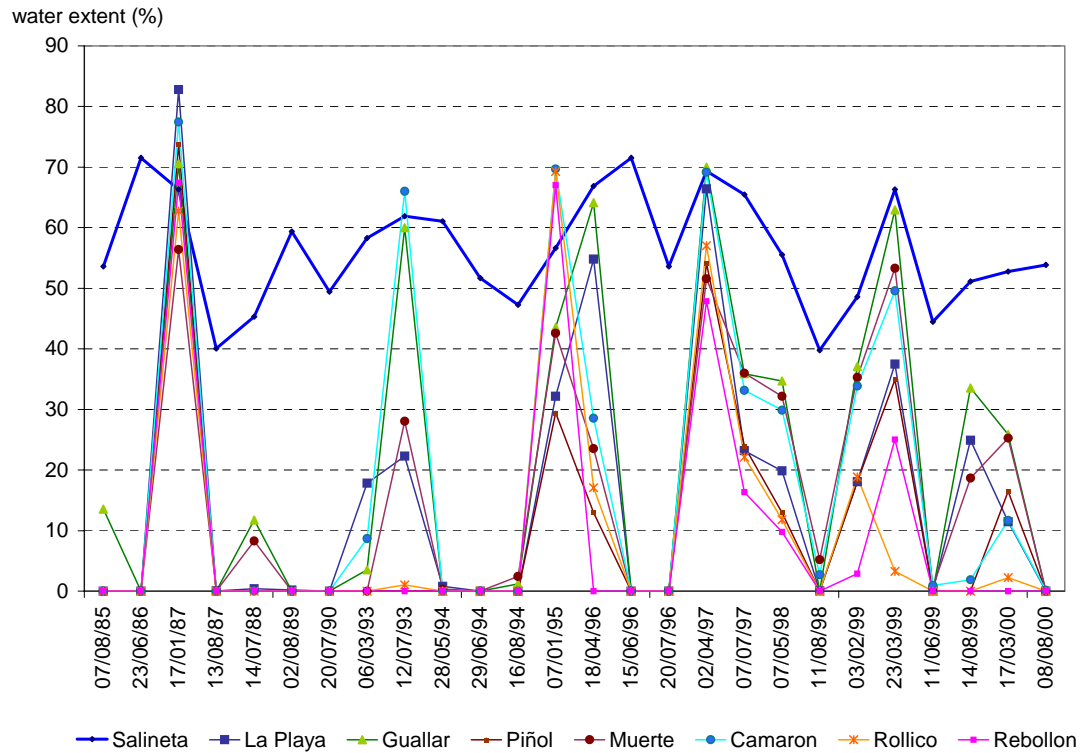


Figure 8. Seasonal variation of the total water surface in spring (a) and in summer (b).

In the second analysis, knowing the water surface distribution in different dates (Figure 9a), the percent of the water extent on the bottom extent, defined by Berga (1993) and by Castañeda et al. (2004), is stated for each of the eight playa-lake (Figure 9b) having water ground records from 1993 to 1997. The Figure shows that the water extent percent ranges from 82.7 % (La Playa) to 56.5 % (Muerte) with its maximum in January 1987. The graphic shows a consistent evolution of all the playa-lakes excepting Salineta, with the lower variability and the less sharpen peaks. Never appearing totally dry, its mean water extent is 50.5 % with a maximum of 71.5 % in June 1986 and 1996, when the other playa-lakes were dry. The only playa-lake having water in August was usually Salineta, and occasionally La Playa, Guallar, Muerte and Camarón.



(a)



(b)

Figure 9. (a): Water surface distribution in the eight largest playa-lakes in different dates, 10 divides La Playa values, and (b) percent of the bottom of each playa-lake occupied by water in every date.

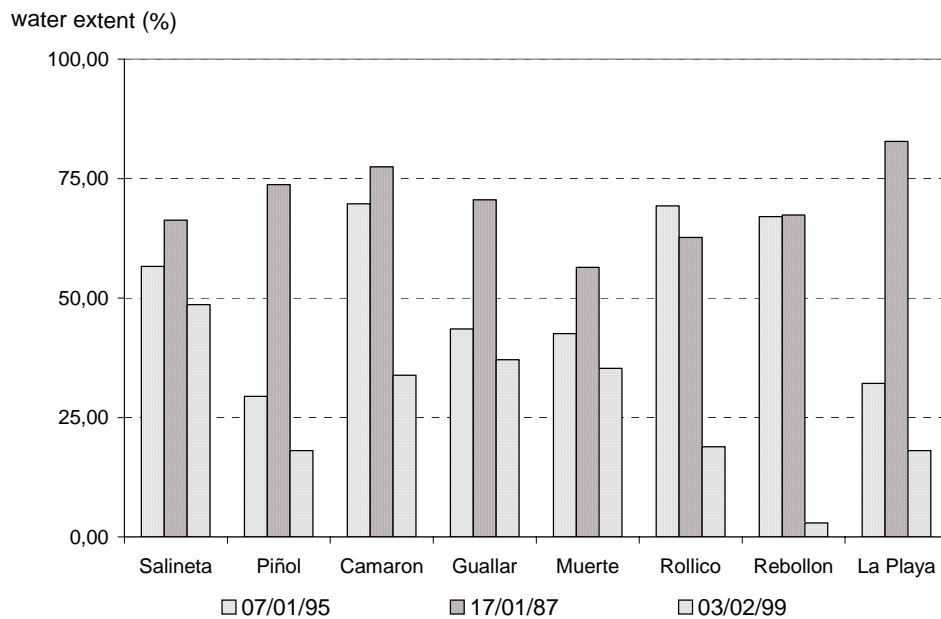


Figure 10. Percent of each playa-lake occupied by water in winter months.

Figure 10 shows one more time the great yearly variability of the water extent in winter. The Figure also displays the similar behavior of Rollico and Rebollón, and then Camarón, as well as the dissimilarity of Salineta. The relationships with precedent rain will be examined in the next section.

Following the same approach used for ground data, now we apply two cluster analyses to the satellite data. First, the playa-lakes are clustered by their water extent in every date. As shown in Figure 11, Salineta stands out by its lowest similarity (76 %), smaller than in the previous analysis by water depth (Figure 6). Even that all other saladas have similarity values over 92 %, the close relationship of Rollico and Rebollón is again observed.

Second, we cluster the dates of the images by their water extent in every playa-lake, resulting three groups of dates (Figure 12). Every group can be related to the water extent in La Playa. June, July and August are in the first group, with dates having similarity close to 99 %, and La Playa with less than 10 ha of water while the other playa-lakes are dry, excepting Salineta again. The second group, with the 90 % of similarity, comprises the dates in which La Playa has less than 60 ha of water, this case occurs from February to August. The third group, with a 78 % of similarity assembles the dates when La Playa hosts more than 70 ha of water; these wetter dates happen in January, Mars, and April. So, it can be said that the more

is the water extent in La Playa and so in the rest of playa-lakes, the more is unrelated the behavior of the playa-lakes.

Satellite data allow grouping the playa-lakes by their behavior, with a result similar to the previous analysis based on the ground records. Salineta is characterized by having water more frequently than the other playa-lakes, which present almost yearly dry periods. The percentage of covered bottom in Salineta ranges between 71 % and 40 %, though La Playa reach the maximum percentage with almost the 90 % in winter 1987. The other studied playa-lakes can be assembled in two groups. In the first are Rollico, Rebollón and Camarón, with the higher similarity between the two first playa-lakes. The second group is formed by Guallar, Muerte and Piñol. Their geographical distribution (Figure 1) and their similar behavior suggest a close groundwater connection, in agreement with the hydrogeological study of Álvarez (1996).

The distinct behaviors could also be related with the lineaments studied by Arlegui and Soriano (1998) and with the geological origin of the playa-lakes, as suggested by their shapes, where the first group disclose a mayor axis in NE-SW direction whereas the second is more rounded shape.

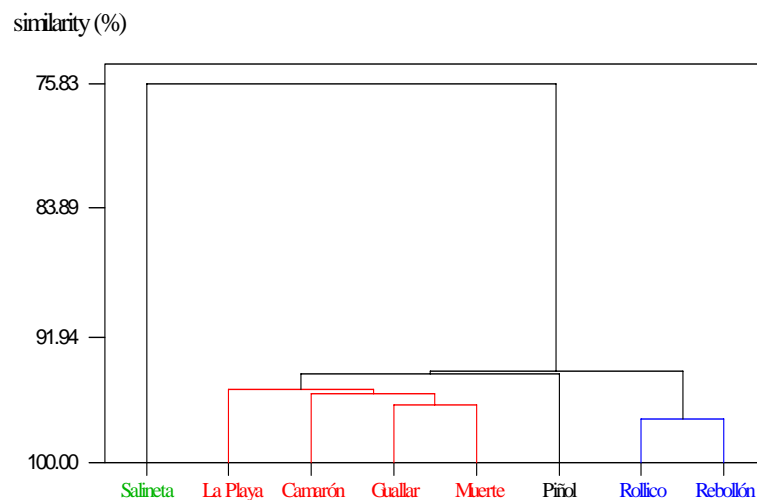


Figure 11. Similarity of the playa-lakes according with their water surface detected in the 26 Landsat images.

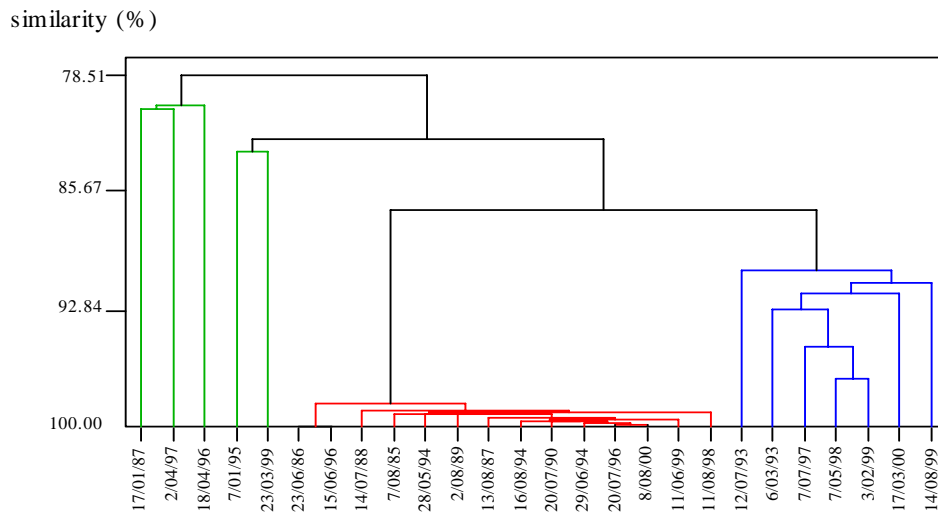


Figure 12. Similarity between the dates of the images analyzed according to the water surface in the eight playa-lakes.

3. Relationship between water depth and rainfall.

The water occurrence in the playa-lakes is studied in relation with the rainfall registered in Petris, the closest weather station. Berga (1993), analyzing the monthly ground data, points out the lack of a clear relationship between the water occurrence and the rainfall, as water was present during some periods with hydric deficit. For studying the weekly ground records during the 1993-1997 period, the maximum monthly water depth is represented beside the rainfall of the 30-previous days (Figure 13) as a first approximation. The playa-lakes water filling is directly related to rains, and this relation is best noticed as the hydrological year is wetter. When rainfall decreases, the emptying occurs with delay, as it clearly happens during 1994 in all the playa-lakes without exception. After the rainfall registered in the last months of 1994, and in spite of the dry spring in 1995, water remains until the summer, when the strong evaporation dries up all the playa-lakes.

The permanence of the water surface generated by a rain event is more unusual during a dry period as much as larger is this dry period and smaller is the winter rainfall. During the most evaporative period, water is prevented from long-standing despite of occasionally persisting rain. This occurs in summer 1993 for La Playa, and also in summer 1994 and 1996 for all the playa-lakes.

The response of La Playa to the rainfall presents a slight delay and a remarkable trend to water absence in summer, perhaps due to the relative large evaporative surface of this playa-lake.

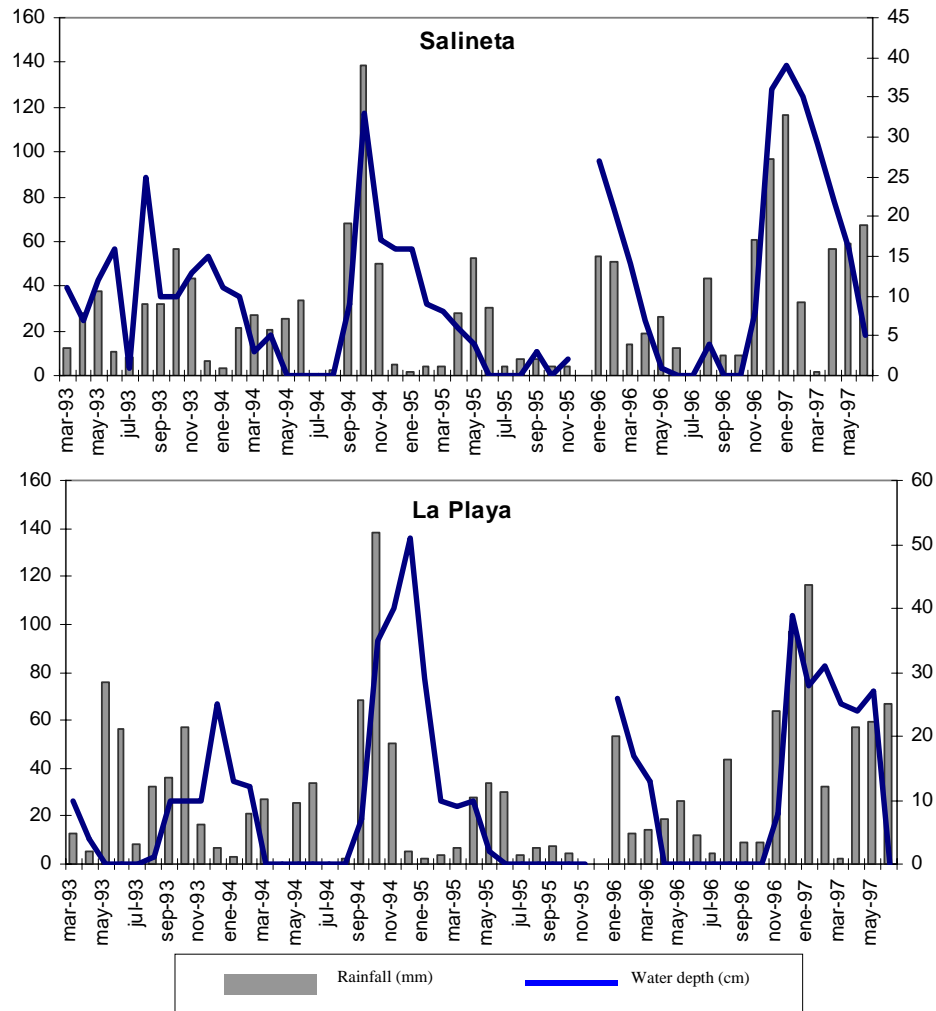


Figure 13. The maximum monthly water depth plotted together with the rainfall of the 30-day previous, from Mars 1993 to June 1997.

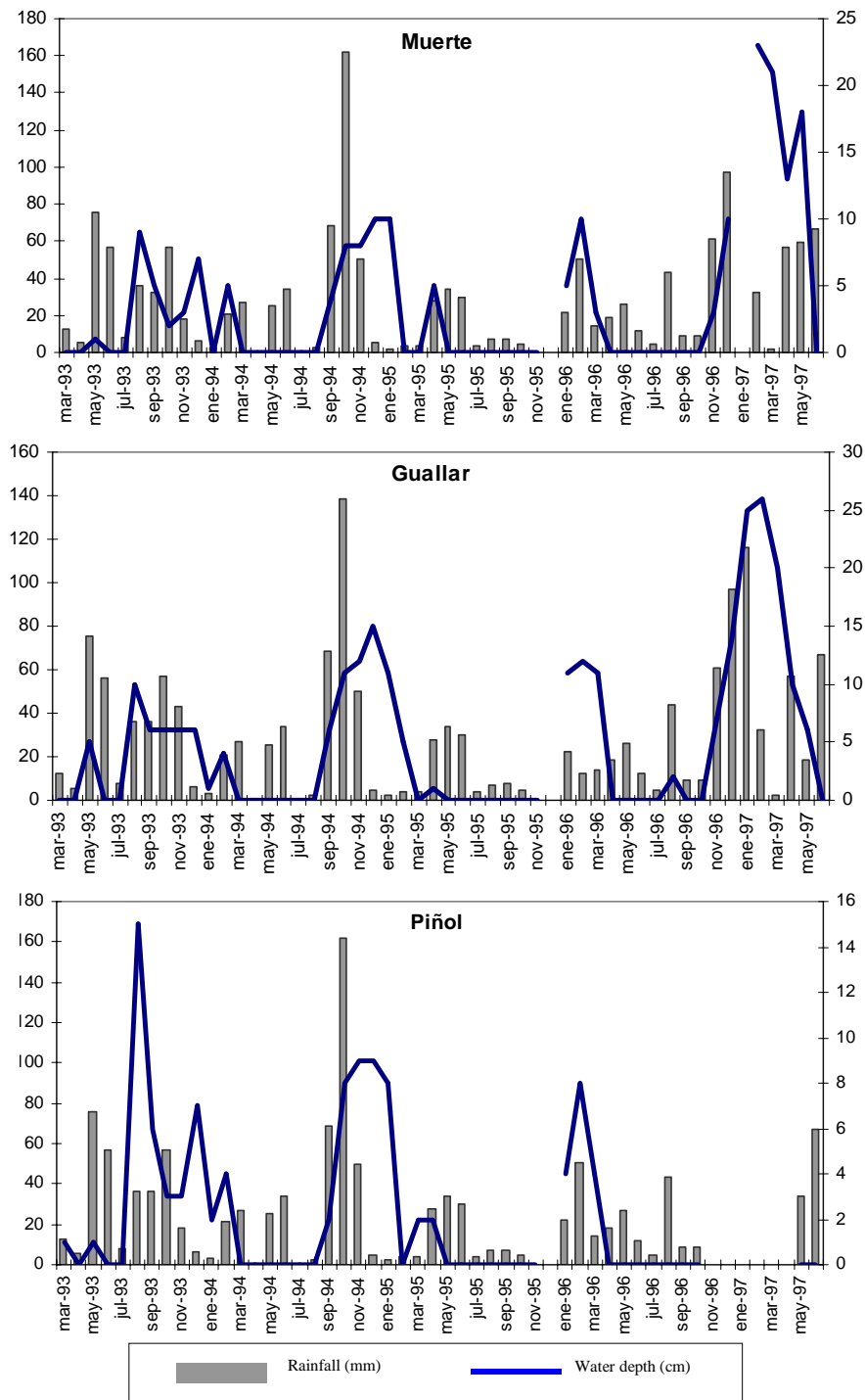


Figure 13 (cont.). The maximum monthly water depth plotted together with the rainfall of the 30-day previous, from Mars 1993 to June 1997.

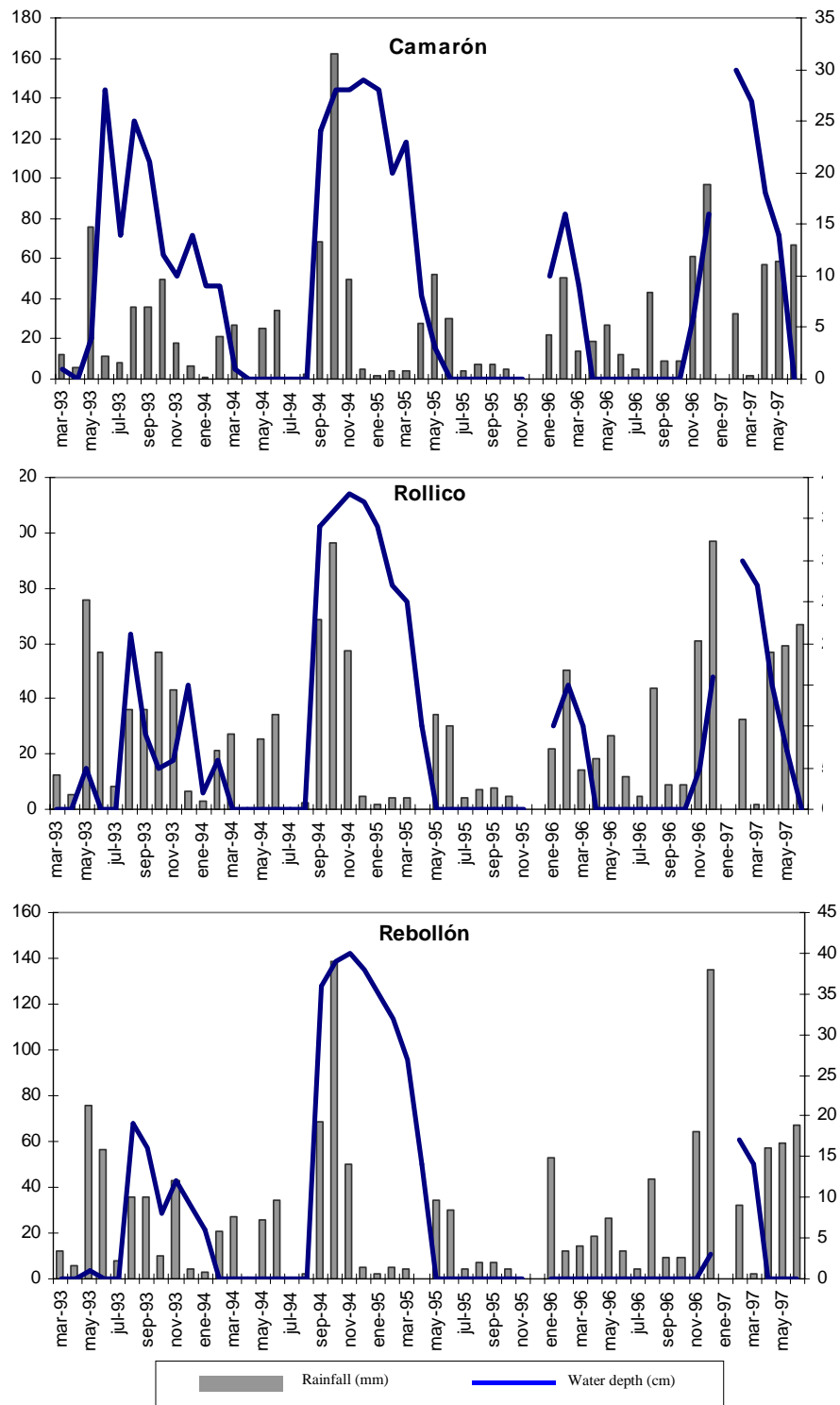


Figure 13 (cont.). The maximum monthly water depth plotted together with the rainfall of the 30-day previous, from Mars 1993 to June 1997.

We have explored the relationship between the water presence and the previous accumulated rain for different periods. For these analyses, the linear regression between the maximum monthly water depth and the accumulated rain in the 15, 30, 90, 180 and 365 previous days were calculated. All the playa-lakes have a significant relation ($P < 0.05$) with the 90- and 180-day periods. The determination coefficients (r^2) in Figure 14a show that the minimum corresponds to the 15-days period for all the playa-lakes; the r^2 of the 30-day period decreases from Salineta to Rebollón, following the geographic direction NE-SW (Figure 1). The maximum r^2 corresponds to the 180-day period and it decreases as well in the above quoted direction, excepting for Piñol.

Analyzing the behavior of each playa-lake, Figure 14b shows that the northeastern playa-lakes, Salineta and Guallar, are the best related with the 90-day period whereas the southwesterly playa-lakes (Rebollón, Rollico, and Piñol) are the best related with the 180-day period. The others are in a middle position, both geographical and in estimated r^2 .

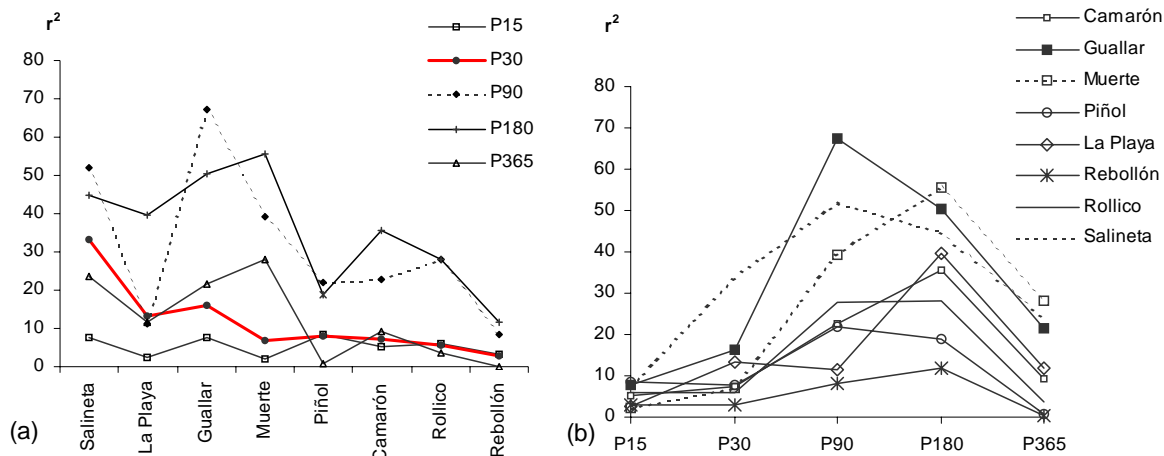


Figure 14. Determination coefficients (r^2) between the maximum monthly water depth and the accumulated rain in the 15, 30, 90, 180 y 365 previous days.

We deduce a significant relation between the water depth and the previous rains, with the maximum for the 180-day period. In the best cases, the 50 % of the variance of the water depth data can be explained by the variations of the accumulated rainfall in the 180 previous days. This response to the rains is faster for the northern playa-lakes and becomes slower for the southwestern ones. This suggests a geographic direction for the rainfall response variation that agrees with the hydraulic connection established by Álvarez (1996).

All the weekly ground records of the playa-lakes with a longer water presence (Salineta and La Playa) were plotted with the 30-and 180-days period of accumulated rain on Figure 15. It shows an important number of observations displaying no water, disposed parallel and near to the abscise axis. The rest of the points are better grouped on the 180-day period plot. The points displaying no water and a high rainfall correspond to the first six months in 1996, where the rain did no cause a water depth increase, after the strongly dry previous year.

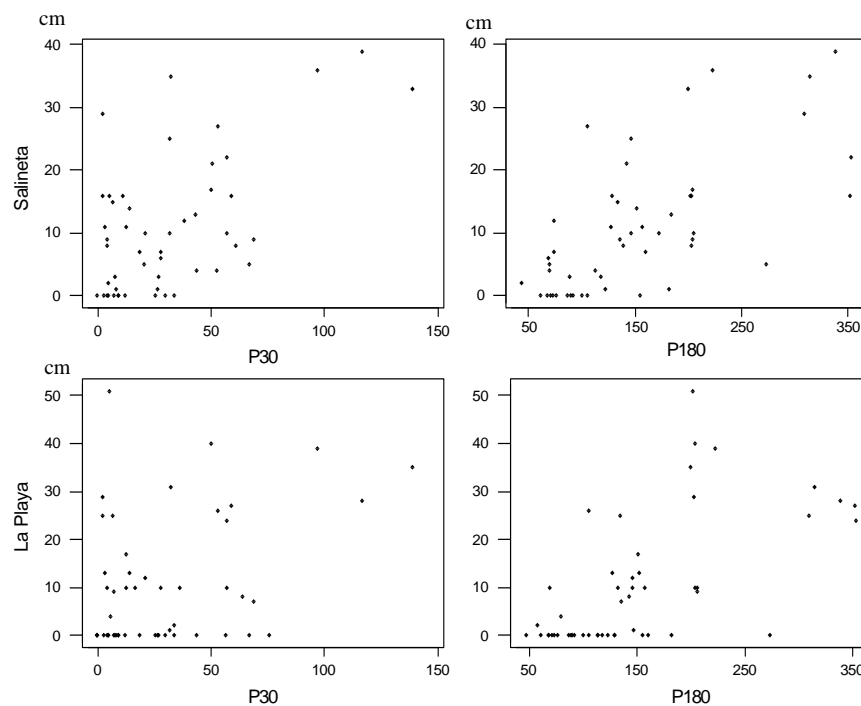


Figure 15. Dispersion plots of the weekly water depth face to the accumulated rainfall in the 30 and 180-previous days in La Playa and Salineta.

4. Relationship between water surface and rainfall.

The relationships between the water surface detected by remote sensing and the accumulated rainfall were analyzed for periods of 30, 90, 180 and 365 days (Figure 16a) previous to the image date. The eight playa-lakes show a significant relation ($P < 0.05$) only with the accumulate rainfall of 180-days period and the determination coefficients (r^2) range from 25 % to 30 %. The other accumulated rainfall periods have no a significant relation and in the most favorable cases, a 30 % of the water surface variation can be explained by the rainfall variation in the previous 180 days. Salineta is an exception, having no significant relation with any analyzed rain period.

Water surface and depth agree in their significant ($P < 0.05$) relation with previous 180-day rainfall, even if here the r^2 is low and no relationship appear with the other previous rainfall periods. The playa-lakes (Figure 16b) are better assembled by the water surfaces than by depth, though the r^2 values are lower.

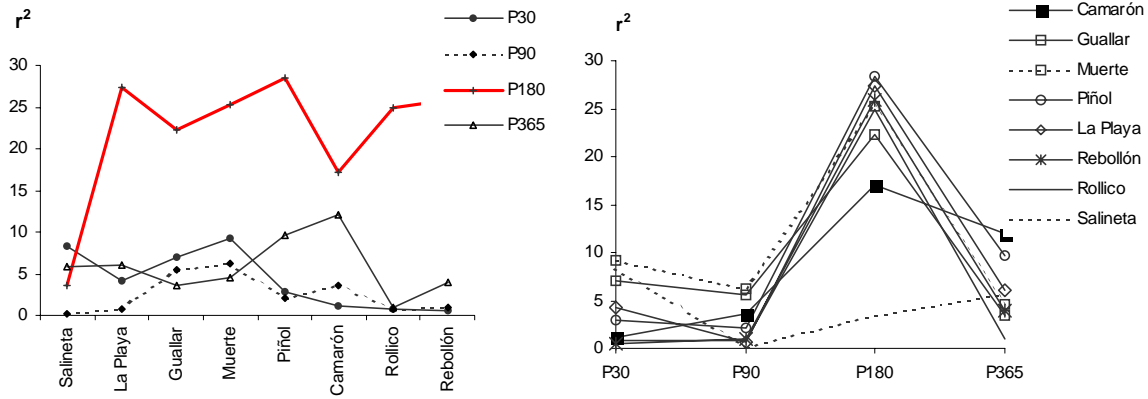


Figure 16. Determination coefficients (r^2) between the surface water and the accumulated rainfall in the 30, 90, 180 y 165 previous days to the image date.

The r^2 between accumulated rainfall and water surface was lower than between accumulated rainfall and water depth. This is attributed to the different kind of the data sets used. First, the water surfaces are a long set of sparse records, much less frequent than the water depth records. Second, the water surface data include Watery Ground, not measurable with a rule but noticeable by the satellite images. This last component can be responsible of the attenuation of the r^2 values.

5. Relationship between water depth and evaporation.

The severe evaporation is a key factor for the water presence in the playa-lakes and, mainly, in its emptying. Figures 17a and b displays the r^2 values of the lineal regression between the maximum monthly depth and the accumulated ET_0 in the 15, 30, 90, 180 and 365 previous days. All the playa-lakes have a significant relation ($P < 0.05$) with the 15-, 30- and 90-day period of accumulated ET_0 . In Figure 14a, all of them have a maximum r^2 for the 15-day period; the 30-day period has a lower value and a similar distribution. The 90-day period has $r^2 < 15$ % in almost all the playa-lakes, with a noticeable descent in Piñol and Rebollón.

Figure 17b reveals that La Playa and Guallar have the best relation with ET_0 (15), close to 40 %, followed by Salineta and Rollico with $r^2 = 25$ %. Piñol and Rebollón, with a similar

behavior, have the minimum r^2 for the 90-day period; all the others have the minimum r^2 for the 180-day period. We have examined the extent of the bottom surface in every playa-lake, as their dimensions could condition the evaporation rate but no relationship with r^2 variation was found.

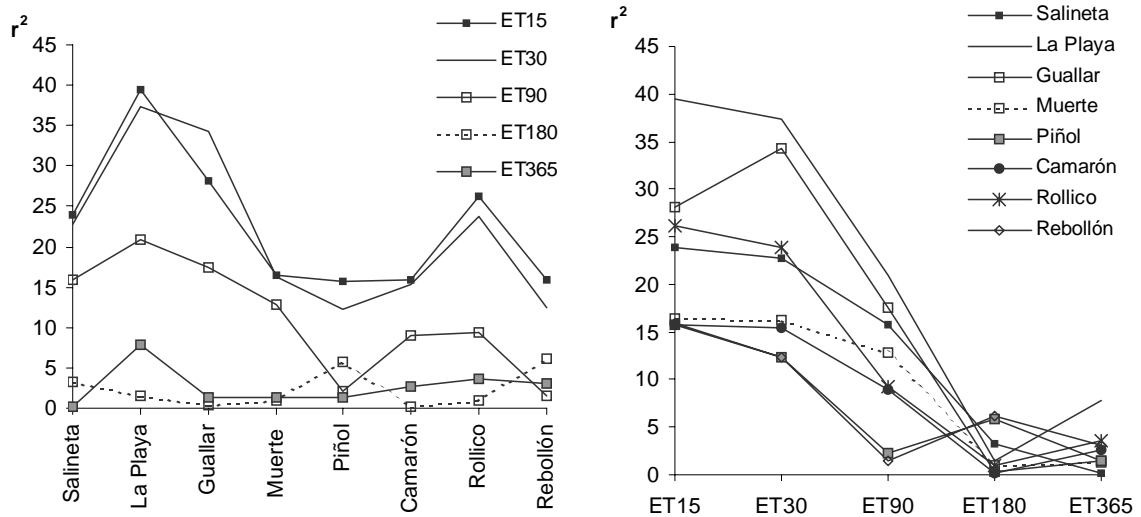


Figure 17. Determination coefficients (r^2) between maximum monthly water depth and the accumulated ET_0 in several periods of previous days.

6. Relationship between water surface and evaporation.

The regressions of water surfaces on the accumulated ET_0 in the same five previous periods yield r^2 values decreasing as the period of accumulated ET_0 increases (Figure 18). The best relationships occur with ET_0 (15) and give r^2 values between 40 % and 50 %. Salineta is an exception, with only a significant relation for long periods of 90 and 180 days, and a maximum r^2 of 25 %.

A significant relationship between ET_0 and water surface was found, being maximum for the shorter period of time. Salineta is again an exception, showing the best relationship with the ET_0 (180). For the most favorable cases, the 50 % of the variation of the water surface can be explained by the ET_0 variations, being this relationship closer than with the water depth.

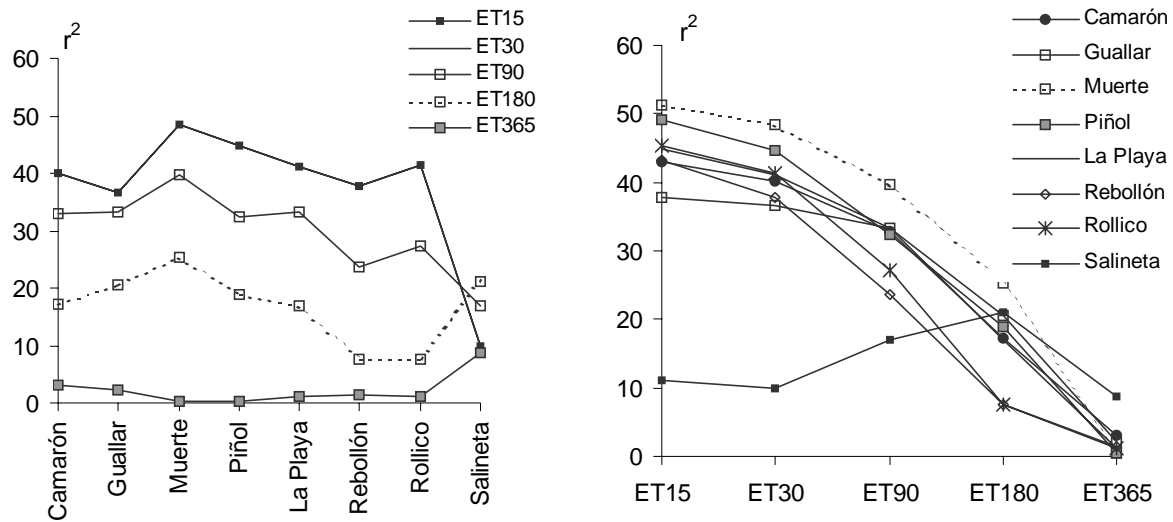


Figure 18. Determination coefficient (r^2) between water surface and accumulated ET_0 in the 30, 90, 180 and 365 previous days.

As a summary, the relationships between ET_0 and both the water surfaces and the water depths are in agreement, with increasing r^2 values as the previous period of computed ET_0 decreases. Differences between both relationships were found. Opposite to the r^2 obtained with rainfall, ET_0 shows higher r^2 values with water surfaces than with water depths. For the 15 days period, maximum r^2 is 40 % for water depths and 50 % for water surfaces. Salineta is the exception, with better relationships with longer periods. Those differences can be attributed to (i) the different amount of water computed by the two sources of water data, satellite and rule, as in previous sections; (ii) the use of Hargreaves ET_0 as surrogate of real ET. An appraisal of ET should account for the salinity of the water, and for the permanently humid bottom where evaporation continues after the water sheet withdrawal.

7. Another factors

Another two factors were supposed to influence the water presence - absence and the length of the playa-lake humid cycles: (i) the elevation of the playa-lake bottom, since it can express their connection with the groundwater level, and (ii) the ratio between the size of each playa-lake and its basin extent, since it illustrates the weight of the runoff on the water persistence in the playa-lakes.

In Figure 19 the water occurrence computed as the percent of weeks with water during the period 1993-1997 is plotted against the elevation and the latitude of the eight playa-lakes. No direct relationship appears between elevation and water occurrence, but playa-lakes are grouped as in previous sections. Rollico and Rebollón, with the lowest elevations have a medium water occurrence. Muerte and Piñol, with elevation > 330 m, have the lowest water occurrence whereas Guallar, with the highest elevation, is wetter. Salineta remains apart with more water occurrence than the other playa-lakes and a medium elevation in the platform.

The second factor examined was the bottom extent of each playa-lake (PLa) in relation with its basin area (Ba), as shown in Table 4. During the period 1987-1991, there was no a significant relation between this ratio and the water occurrence (Berga, 1993). During the period 1993-1997 is also observed that the size of the playa-lakes do not condition the water occurrence. From the ratio Ba / PLa, La Playa and Rebollón could collect a significant runoff because their area basin is five times their bottom extent, but both playa-lakes have a medium wet period (42 %) similar to Guallar which have a low ratio. Salineta is an exception, because having a small size, and also the smallest ratio is the playa-lake with the largest wet period, followed by Camarón. From the smallest studied playa-lakes (< 18 ha), Piñol and Muerte have similar water occurrence and similar ratio.

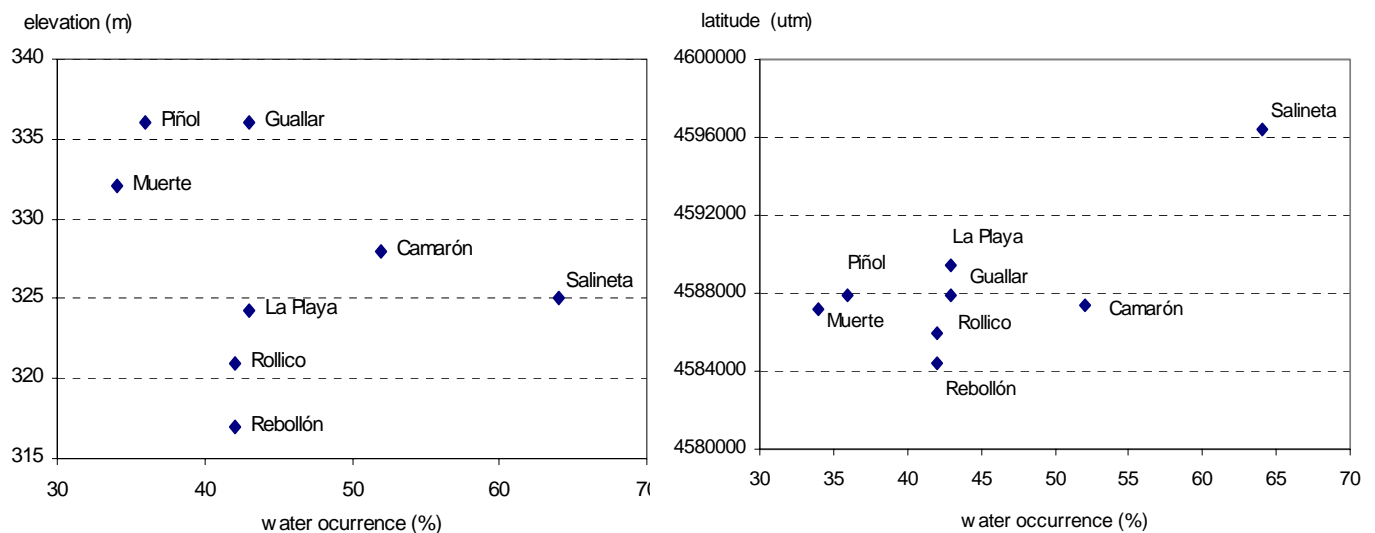


Figure 19. Water occurrence in terms of percentage of weeks with water plotted against the elevation for the eight studied playa-lakes.

Table 4. The bottom extent (ha) of the eight playa-lakes (PLa) and their basin area (Ba) estimated by Berga (1993). Ba/PLa: ratio between the basin area and the playa-lake area.

<i>Playa-lake</i>	<i>PLa (ha)</i>	<i>Ba (ha)</i>	<i>Ba / PLa</i>	<i>Water occurrence (%)</i>
Salineta	15.0	27.5	1.83	64
La Playa	190.0	2052.0	10.80	43
Guallar	15.0	32.5	2.17	43
Piñol	15.0	32.5	2.17	36
Muerte	17.5	27.5	2.19	34
Camarón	37.5	72.5	1.93	52
Rollico	30.0	85.0	2.83	42
Rebollón	12.5	90.0	7.20	42

CONCLUSIONS

The water presence-absence cycles in the major Monegros playa-lakes have been identified using ground observations and satellite data. Both data sources agree, allowing to group the playa-lakes according to their common inundation patterns. A close relationship happens between these groups and their location on hydrogeological units established by other authors.

A first group are the southwestern playa-lakes, Rollico, Rebollón and Camarón, with the higher similarity between the two first. The second group, Guallar, Muerte and Piñol, lies in the middle of the platform. Salineta, in the north, remains apart with more water occurrence than the other playa-lakes. La Playa, standing out by its largest size, has an intermediate behavior, between Salineta and the second group. The water extent in La Playa can be used as indicator of the general water status of the playa-lakes during the studied period.

The relationship between the water occurrence and the previous rainfall and ET_0 is confirmed. Up to the 50 % of the variance of the water depth can be explained by the variations of the accumulated rainfall in the 180 previous days, and this relationship decreases following the NE-SW direction, from Salineta to Rebollón. Only the 30 % of the water surface variation can be explained by the rainfall variation in the previous 180 days. Using the precedent rainfall, the playa-lakes are better assembled by the water surfaces than by depth, though with lower r^2 values.

A significant relationship between ET_0 and water occurrence was found, being this relationship closer with surface than with the water depth, and in both cases it is maximum for the shorter period of time. Up to the 40 % of the variance of the water depth data can be explained by the variations of the accumulated ET_0 in the 15 previous days, while the 50 % of the variation of the water surface can be explained by the same ET_0 variations. Salineta is again an exception, showing the best relationship with the ET_0 (180).

The different response to the accumulated rainfall and ET_0 of the water depth and water extent, attributable to the frequency and time span covered by each data set, also provides a different scale of observation, more synoptic for water extent.

The relationships between the water occurrence and the playa-lake elevation confirm the preceding groups: Rebollón and Rollico, with the lowest elevation, have a higher water occurrence than Guallar, Muerte and Piñol, which are more elevated. The potential runoff from the playa-lake basins has not significance in the water persistence.

Remote sensing is a useful tool to derive synoptic information and quantitative data on water occurrence and hydrologic behavior within the Monegros playa-lakes. Given the lack of ground observations before 1993 and after 1997, such data are basic in the monitoring of hydrologic processes, and a must for studying their environmental status. The evolution of these playa-lakes could be integrated with other playa environments for regional or worldwide climatic studies.

Our full empirical approach to the hydric behavior is a way to use the available observations and to design monitoring tasks, until soil hydrology, brine evaporation and other field information become available to run a mechanistic hydrological model.

REFERENCES

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D. and Smith, M. 1998. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper 56. FAO, Roma, Italia, 300 pp.
- Allison, G.B. and Barnes, C.J. 1985. Estimation of evaporation from the normally “dry” lake Frome in South Australia. *Journal of Hydrology*, 78: 229-242.
- Al-Khudhairy, D.H.A., Leemhuis, C., Hoffmann, V. Shepherd, I.M. Calaon, R., Thompson, J.R., Gavin, H., Gasca-Tucker, D.L., Zalidis, G., Bilas, G. and Papadimos, D. 2002.

- Monitoring wetland ditch water levels using Landsat TM and ground-based measurements. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 68(8): 809-818.
- Álvarez Chaín, M. 1996. Estudio hidrogeológico complementario de los sectores VII, IX, XI y ampliación a los sectores X y XII de la zona regable de los Monegros II (Zaragoza y Huesca). Informe final, Tomo I-Memoria. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Dirección General de Planificación y Desarrollo Rural. Madrid, 102 + 19 pp.
- Arlegui, L.E. and Soriano, M.A. 1998. Characterizing lineaments from satellite images and field studies in the central Ebro Basin (NE Spain). *International Journal of Remote Sensing*, 19: 3169-3185.
- Balsa, J., Guerrero, C., Pascual, M.L. and Montes, C. 1991. Las saladas de Bujaraloz-Sástago y las saladas de Chiprana: riqueza natural de Aragón. *Empelte*, 7. Grupo Cultural Caspolino. Caspe, Zaragoza.
- Berga, A. 1993. Relaciones clima-agua-suelo-subsuelo en Monegros II. PhD Thesis, Universidad de Lérida, Spain, pp.392 + annexes.
- Birkett, C.M. 2000. Synergistic remote sensing of Lake Chad: variability of basin inundation. *Remote Sensing of Environment*, 72: 218-236.
- Brière, P.R. 2000. Playa, playa lake, sabkha: Proposed definitions for old terms. *Journal of Arid Environments*, 45(1): 1-7.
- Bryant, R.G. 1996. Validated linear mixture modelling of Landsat TM data for mapping evaporite minerals on a playa surface: methods and applications. *International Journal of Remote Sensing*, 17 (2): 315-330.
- Bryant, R.G. 1999. Application of AVHRR to monitoring a climatically sensitive playa. Case study: Chott El Djerid, Southern Tunisia. *Earth Surface Processes and Landforms*, 24: 283-302.
- Bryant, R.G. and Rainey, M.P. 2002. Investigation of flood inundation on playas within the zone of Chotts, using a time-series of AVHRR. *Remote Sensing of Environment*, 82: 360-375.
- Drake, N.A. and Bryant, R.G. 1994. Monitoring the flooding ratio of Tunisian playas using Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) imagery, in A.C.Millington and

- K. Pye (Eds.) *Environmental Change in Drylands: Biogeographical and geomorphological perspectives*. John Wiley & Sons Ltd.
- Castañeda, C. 2002. El agua de las saladas de Monegros sur estudiada con datos de campo y de satélite. Consejo de Protección de la Naturaleza en Aragón, Zaragoza, pp. 158.
- Castañeda, C., Herrero, J. and Casterad, M.A. 2004. Devising facies in the Monegros playa-lakes using ground and satellite data (in preparation).
- Collado, A.D., Chuvieco, E. and Camarasa, A. 2002. Satellite remote sensing analysis o monitor desertification processes in the crop-rangeland boundary of Argentina. *Journal of Arid Environments*, 52: 121-133.
- Faci, J.M., and Martínez-Cob, A. 1991. Cálculo de la evapotranspiración de referencia en Aragón. Diputación General de Aragón, pp 115.
- García Vera, M.A. 1996. Hidrogeología de zonas endorreicas en climas semiáridos. Aplicación a los Monegros (Zaragoza y Huesca). Consejo de Protección de la Naturaleza en Aragón. Zaragoza, pp. 297.
- Harris, A.R. 1994. Time series remote sensing of a climatically sensitive lake. *Remote Sensing of Environment*, 50: 83-94.
- Herrero, J. and Snyder, R.L. 1997. Aridity and irrigation in Aragón, Spain. *Journal of Arid Environments*, 35: 55-547.
- Hunt, E.R., Jr, Everitt, J.H., Ritchie, J.C., Moran, M.S., Booth, D.T., Anderson, G.L., Clark, P.E. and Seyfried, M.S. 2003. Applications and research using remote sensing for rangeland management. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* , 69(6): 675-693.
- Laymon, C., Quattrochi, D., Malek, E., Hipps, L., Boettinger, J. and McCurdy, G. 1998. Remotely-sensed regional-scale evapotranspiration of a semi-arid Great Basin desert and its relationship to geomorphology, soils, and vegetation. *Geomorphology*, 21: 329-349.
- Malek, E., Biltoft, C., Klewicki, J. and Giles, B. 2002. Evaluation of annual radiation and windiness over a playa: possibility of harvesting the solar and wind energies. *Journal of Arid Environments*, 52: 555-564.
- Nakayama, Y., Tanaka, S., Sugimura, T. and Endo, K. 1997. Analysis of hydrological changes in lakes of Asian arid zone by satellite data, in *Earth Surface Remote Sensing*

- (Cecchi, G., Engman, E.T. and Zilioli, E., editors). Proceedings of SPIE-The International Society for Optical Engineering, vol. 3222, Bellingham, Washington, pp. 201-210.
- Pratta, A.J. 1990. Satellite-derived evaporation from Lake Eyre, South Australia. *International Journal of Remote Sensing*, 11(11): 2051-2068.
- Pike, J.G. 1970. Evaporation of groundwater from coastal playas (sabkhas) in the Arabian Gulf. *Journal of Hydrology*, 11: 79-88.
- Salvany, J.M., García Vera, M.A. and Samper, J. 1996. Geología e hidrogeología de la zona endorreica de Bujaraloz-Sástago. (Los Monegros, provincias de Zaragoza y Huesca). *Acta Geológica Hispánica*, 30 (4): 31-50.
- Samper-Calvete, F.J. and García-Vera, M.A. 1998. Inverse modeling of groundwater flow in the semiarid evaporitic closed basin of Los Monegros, Spain. *Hydrogeology Journal*, 6: 33-49.
- Schneider, S.R., McGinnis, D.F., Jr. and Stephens, G. 1985. Monitoring Africa's lake Chad basin with Landsat and NOAA satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 6(1): 59-73.
- Shaw, P.A. and Thomas, D.S.G. 1997. Pans, playas and salt lakes. *Arid Zone Geomorphology: Process, Form and Change in Drylands*, 2nd edition. David S.G. Thomas Ed.
- Valero-Garcés, B.L., Navas, A., Machín, J., Stevenson, T. and Davis, B. 2000. Responses of a saline lake ecosystem in a semiarid region to irrigation and climate variability. *Ambio*, 29(6): 344-350.
- Vazquez, P., Entraigas, I., Varni, M., Gandini, M and Usonoff, E. 2003. Identificación de patrones de anegamiento en la cuenca del arroyo del Azul, mediante el uso de imágenes Landsat. *Revista de Teledetección*, 19: 43-49.
- Yechieli, Y. and Wood, W.W. 2002. Hydrogeologic processes in saline systems: playas, sabkhas, and saline lakes. *Earth-Science Reviews*, 58: 343-365.

**El balance de agua en humedales de medios semiáridos:
aplicación a tres saladas de Monegros**

1. INTRODUCCIÓN

La hidrología de muchos humedales está estrechamente ligada a la evolución de los acuíferos que los alimentan. En Europa, climatológicamente situada en área templada, los humedales suelen tener agua permanente, dulce si están en el interior y salada si tienen influencia del mar. Frecuentemente, la conservación de estos humedales está amenazada por la desecación debida al descenso de los niveles de agua por las extracciones de agua para el regadío u otros usos. Al descenso de niveles se suma la contaminación química causada por los retornos de riego, con la consiguiente amenaza a la conservación de las especies que habitan en ellos.

En Europa son menos frecuentes los humedales de zonas áridas, como son las saladas de la plataforma endorreica de Bujaraloz-Sástago, en Monegros. Debido a la rudeza de su paisaje, estas saladas han sido consideradas como un obstáculo para el desarrollo de la vida o, cuando menos, como un “defecto” del paisaje mediterráneo. El aspecto de estos humedales es comparable a los playa-lakes y sebkhas del Norte de África. Las saladas de Monegros se diferencian de otros humedales mediterráneos porque son efímeras y mantienen una frecuente alternancia de episodios de llenado y vaciado. Están asociadas a acuíferos de largos periodos de residencia, cuyas aguas han ido adquiriendo una elevada salinidad debido a las características químicas y litológicas de las rocas donde se alojan.

El funcionamiento hídrico de las saladas de Monegros ha sido estudiado por diversos autores ante la perspectiva de cambio del régimen hidrológico debido a la instalación de los nuevos regadíos del Plan de Monegros II. Por un lado, se ha relacionado el origen y la evolución de las saladas con un modelo teórico de carácter regional (Sánchez et al., 1989) y, por otro lado, se ha estudiado su funcionamiento hídrico mediante campañas de datos de campo que han servido para cuantificar las entradas y salidas de agua. Así, Berga (1993) hizo una clasificación hidrológica y aplicó balances de agua en las principales saladas para estimar la aportación del acuífero. Definió un modelo de funcionamiento hidrológico en un sistema multicapa condicionado por la heterogeneidad litológica del área (Figura 1). Como una primera aproximación, simuló diversos escenarios de riego sobre la superficie regable establecida en el Plan General de Transformación en Regadío y estimó un incremento de superficie inundada de más del 100 % en el 21 % de las saladas estudiadas. García Vera

(1996) aplicó el programa BALAN en Monegros para conocer el balance diario de agua en el suelo observando que los resultados acerca de la recarga del sistema subterráneo dependían mayoritariamente del espesor de suelo considerado. A pesar de la elevada heterogeneidad del medio, tanto vertical como horizontal, el autor definió la plataforma endorreica como un sistema único constituido por dos acuíferos y sus límites (Figura 2). Estableció un modelo de funcionamiento hidrogeológico de la plataforma en el que basó un modelo numérico de flujo subterráneo capaz de simular el riego. Frente a los nuevos regadíos, destacó la importancia de establecer un drenaje eficiente en la plataforma para evitar la inundación de los campos de cultivo próximos a las depresiones.

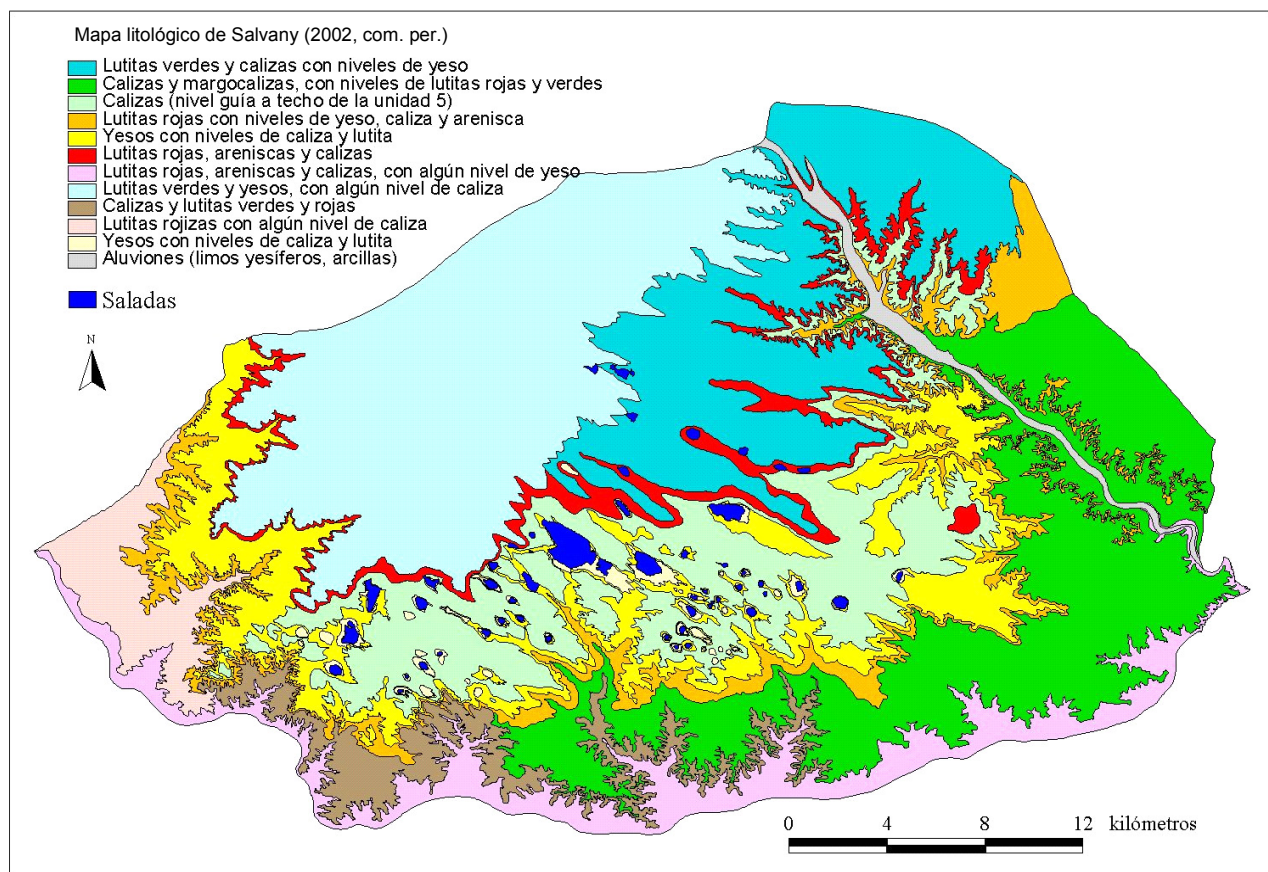


Figura 1. Localización de las saladas sobre las unidades litológicas cartografiadas por Salvany et al. (1996) y modificadas por Salvany (2002, comunicación personal).

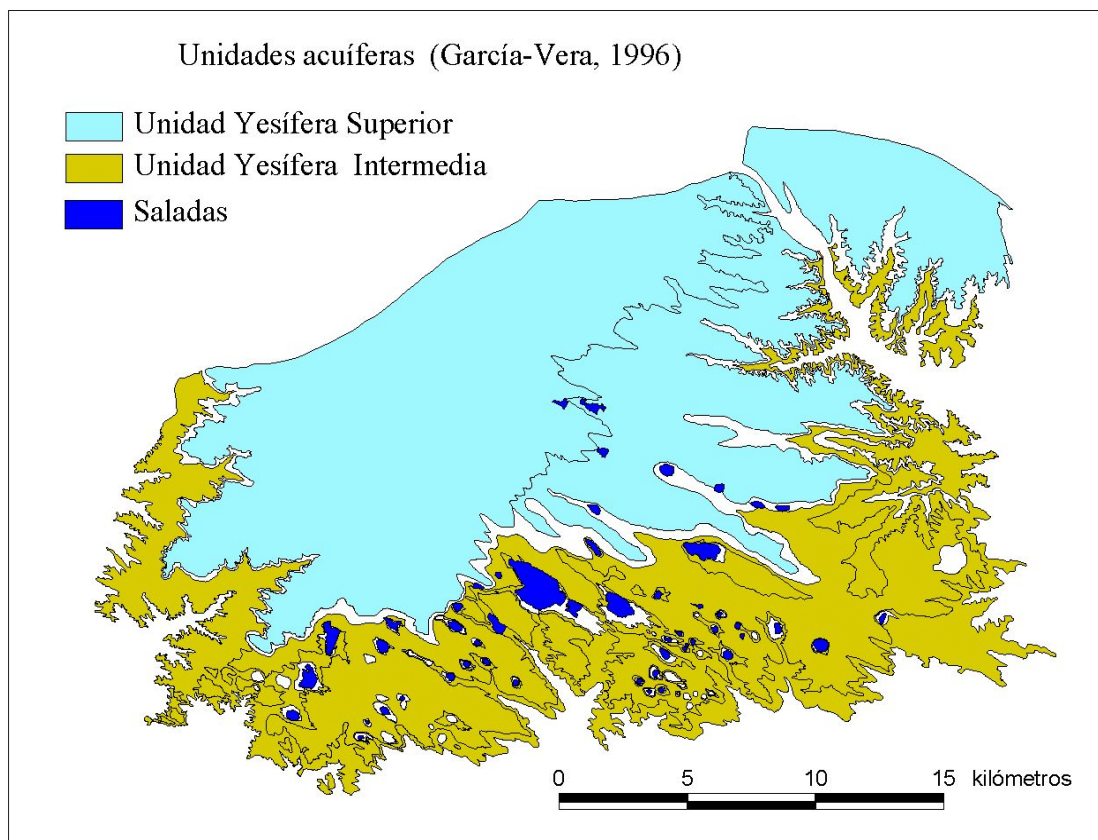


Figura 2. Localización de las saladas sobre las unidades acuíferas definidas en la plataforma endorreica por García Vera (1996).

En estos estudios se refleja la complejidad hidrogeológica de la plataforma debida a los frecuentes cambios laterales de facies y al potencial de disolución y fracturación de los materiales infrayacentes. El estudio de este medio y el registro de sus niveles de agua es una base para predecir la evolución del sistema acuífero frente a la transformación agrícola. En cuanto a la evolución de los niveles del acuífero en la zona regable, Álvarez (1996) observó fluctuaciones diferentes a las observadas en la zona no regada y relacionó este hecho con las aportaciones de los regadíos ya activos situados al norte de la plataforma. Diversos autores han considerado esta respuesta del acuífero como la mayor amenaza no sólo para la conservación de las saladas sino también para el aprovechamiento agrícola. Por otra parte, se ha estudiado la correlación entre la evolución del calado de algunas saladas y las lluvias y la evaporación registrada en la zona (Castañeda, 2002). Aun cuando la relación calado-lluvia o calado-evaporación supone una simplificación de la realidad, y a pesar de los bajos coeficientes de determinación, se observa que los calados aumentan con las lluvias y descienden manteniendo una inercia tras el cese de las mismas.

La aplicación de balances de agua en humedales es esencial para describir su funcionamiento hídrico y para comprender la evolución de la lámina de agua. Este conocimiento es básico para planificar estudios ecológicos de los humedales. En la Cuenca del Ebro son escasos los estudios que aplican balances de agua para estudiar los humedales. En Gallocanta, humedal de importancia internacional, la Confederación Hidrográfica del Ebro ha aplicado BALAN 11 para evaluar los recursos hídricos subterráneos conociendo los volúmenes de agua aportados por su cuenca vertiente. La finalidad del estudio ha sido gestionar de manera racional la explotación del agua subterránea y la protección de la laguna (CHE, 1997a; CHE, 2002a; CHE, 2003a).

El objetivo del presente capítulo es hacer el balance de agua de las saladas de Monegros mediante un modelo teórico coherente con los registros de agua de las mismas. En primer lugar se utiliza el programa BALAN, mencionado anteriormente, para calcular el balance de agua en el suelo. En segundo lugar, con los resultados obtenidos en este primer balance se calcula el balance de agua en varias saladas seleccionadas. Para verificar los valores teóricos suministrados por el modelo se emplean (i) los calados semanales de referencia en ellas durante el periodo 1993-1997 por la Dirección General de Medio Natural y (ii) los registros de superficie obtenidos mediante teledetección (Castañeda, 2002). El modelo se calibra aplicando diversas hipótesis de funcionamiento, lo que permite ajustar los resultados y contrastar la calidad del balance.

2. METODOLOGÍA Y DATOS DE PARTIDA

2.1. Introducción

El balance hídrico de las saladas de Monegros se ha calculado en dos fases que corresponden a dos volúmenes de control claramente diferenciados (Figura 3). En primer lugar se ha ejecutado el programa BALAN para estimar el balance de agua promedio en el suelo y en el acuífero para toda la cuenca endorreica o plataforma de Bujaraloz-Sástago, donde se localizan las saladas. Esta cuenca endorreica constituye una unidad independiente con un funcionamiento hidrológico definido (García-Vera, 1996), y a menudo se califica de endorreica aunque para algunos autores resulta más ajustado el calificativo de arreica.

En segundo lugar se ha calculado el balance de agua en tres saladas: La Playa, Salineta y Guallar, considerando la extensión de su cuenca vertiente de 20.520 km², 0.275 km² y 0.325 km², respectivamente. Para ello se han aplicado los caudales de descarga obtenidos en el balance de agua en el suelo y el acuífero. El principal criterio de selección de estas saladas ha sido el disponer de datos topográficos de sus fondos. La Playa se ha elegido como representativa del acuífero inferior y por ser la salada más grande. Salineta se ha seleccionado por mostrar unos ciclos de presencia de agua diferentes del resto, por su localización más septentrional sobre materiales arcillosos y por ser la única salada que puede manifestar una conexión hidrológica con los dos acuíferos de la plataforma (Samper-Calvete y García-Vera, 1998). Guallar está conectada al mismo acuífero que La Playa y se ha elegido como contraste con esta salada por presentar un tamaño menor.

Finalmente, los volúmenes de agua resultantes del segundo balance se han transformado en calados, utilizando los escasos datos topográficos existentes. La evolución de los calados así estimados se han contrastado con los de referencia semanalmente en campo durante la campaña 1993-1997 y con los obtenidos a partir de las superficies de agua detectadas con las imágenes de satélite.

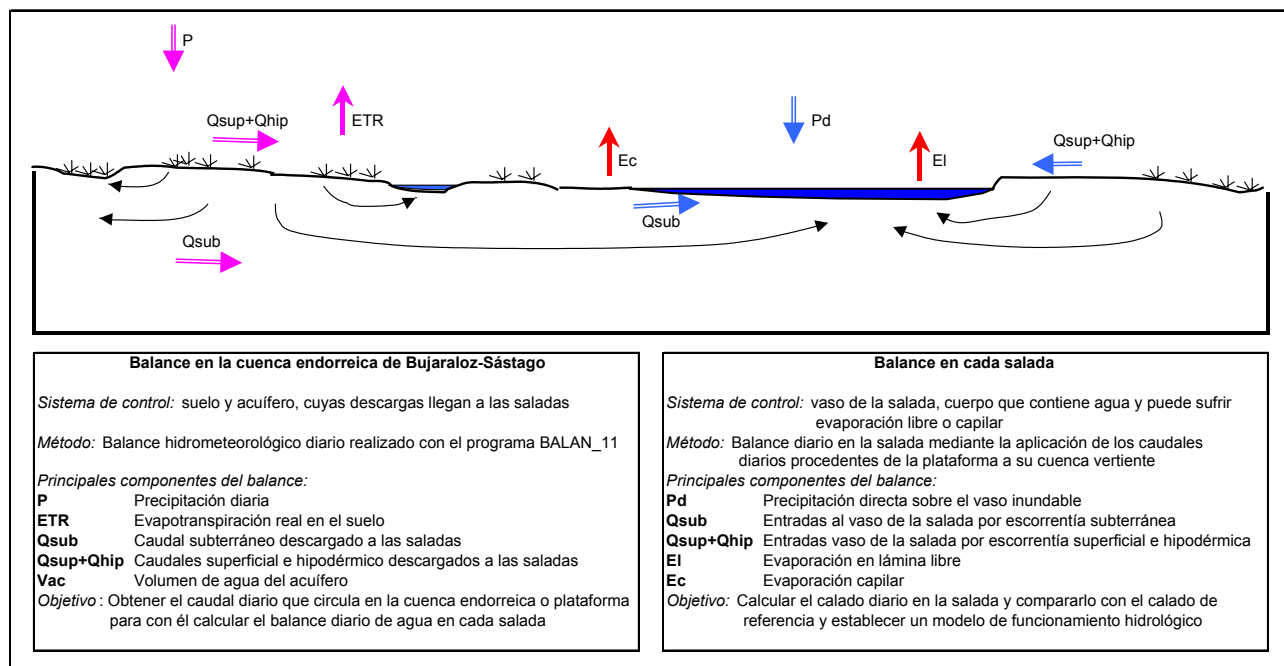


Figura 3. Esquema de entradas y salidas de agua en el balance aplicado a la cuenca endorreica de Bujaraloz-Sástago y a cada salada.

2.2. Balance de agua en la cuenca endorreica de Bujaraloz-Sástago

2.2.1. Programa BALAN 11

La versión del programa BALAN utilizada en este trabajo es una adaptación de la primera versión definitiva BALAN V10.0 (Samper y García Vera, 1992) para su uso en ordenadores tipo PC elaborada para la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE, 1997b).

Dicho programa hace balances de agua en el suelo enraizable, la zona vadosa y el acuífero. Los términos fundamentales del balance son: las entradas por precipitación y riegos; las salidas por escorrentía superficial, evapotranspiración, flujo hipodérmico y flujo subterráneo; y la variación del contenido de humedad del suelo y zona vadosa y del nivel de agua en el acuífero. Las condiciones iniciales de humedad son especificadas en los datos de entrada. Tomando como entradas de agua la precipitación y el volumen de riego para cada día, BALAN calcula el resto de las componentes del balance de agua y de masa (Figura 4).

El programa evalúa cada uno de estos términos de forma secuencial comenzando por la precipitación y las dotaciones de riego, que son datos conocidos, continuando con la escorrentía superficial, la evapotranspiración real (ETR) que es función de las variables

anteriores y terminando por la recarga por infiltración. El balance se elabora en periodos de tiempo diarios y para años naturales.

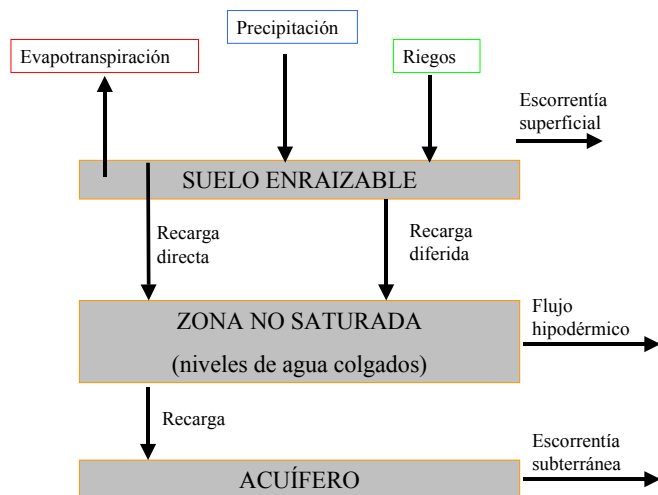


Figura 4. Esquema de las principales componentes del balance hidrológico en el suelo enraizable, la zona no saturada y el acuífero, consideradas en el programa BALAN.

La evapotranspiración potencial se obtiene según cuatro métodos: Thornthwaite, Blaney-Criddle, Makkink y Penman. Además, el programa dispone de una quinta opción por la que el usuario puede introducir sus propios valores de ETP. Para el cálculo de la ETR a partir de la ETP, BALAN incorpora cuatro métodos: el de Penman-Grindley, un método en el que la fracción ETR / ETP es una función lineal del déficit hídrico del suelo, un tercer método en que esta fracción es una función exponencial, y una versión modificada del método de Penman-Grindley.

La recarga total se compone de dos términos: (1) el flujo preferente o recarga directa y (2) la recarga diferida. El primero responde al mecanismo de recarga directa a través de grietas, fisuras y macroporos. La recarga directa es proporcional al agua suministrada al suelo y ocurre cuando se riega por inundación, cuando el suelo está muy seco, o cuando se encuentra muy húmedo. El segundo mecanismo de recarga responde al flujo a través de los poros y es, por tanto, más lento que el anterior. En este caso el valor máximo de la recarga está limitado por la permeabilidad vertical del suelo en condiciones de saturación. BALAN permite calcular la recarga diferida según tres posibles métodos en los que la recarga es función del contenido de humedad del suelo.

Como resultado del balance establecido en suelo, zona vadosa y acuífero, el programa puede calcular dos términos: (i) los niveles piezométricos y (ii) los caudales en arroyos de la cuenca. Estas componentes del balance se pueden comparar con valores de referencia para contrastar la calidad del balance. Además del balance de humedad, el programa establece el de un soluto químicamente inerte. Los resultados de este balance de masas se pueden comparar con datos de concentraciones medidas en el suelo.

Como la mayoría de programas para el cálculo de balances de agua en el suelo, BALAN utiliza fundamentalmente relaciones semiempíricas donde aparecen algunos parámetros que deben estimarse para cada caso en particular. Los principales parámetros condicionantes de los resultados del balance son siete: reserva útil, coeficientes de escorrentía superficial, coeficientes de agotamiento de la zona vadosa y del acuífero, porosidad y nivel de referencia del acuífero.

2.2.2. Opciones del programa empleadas

En este apartado se describen únicamente las opciones empleadas en el balance aplicado. Partiendo de unas condiciones iniciales de humedad, se ha considerado (i) que la precipitación diaria es la única entrada de agua en el balance, puesto que en la cuenca vertiente asociada a las saladas no hay regadíos, y (ii) que no existe zona vadosa. Se ha valorado introducir en el balance los niveles piezométricos, pero ante la escasez de datos disponibles y teniendo en cuenta el alcance del trabajo, no se han utilizado.

La profundidad media del nivel piezométrico a la superficie del terreno es 4.49 m, con una desviación típica de 2.68 m, y la media de la oscilación máxima de todos los hidrogramas es igual a 1.67 m (García Vera, 1996). Esta información revela la reducida potencia de la zona no saturada. Su importancia en la recarga al acuífero la analizó García Vera (1996) poniendo de manifiesto, a partir del análisis de los hidrogramas, la existencia de retrasos entre los episodios de lluvia y los pulsos de recarga observados en algunos piezómetros. En este trabajo se ha considerado irrelevante el papel de la zona no saturada en el balance general del suelo en la plataforma endorreica debido a su reducida potencia y al escaso retraso observado en los hidrogramas.

Se han calculado las componentes del balance de forma secuencial siguiendo la siguiente estructura:

- 1 Evapotranspiración potencial (ETP_i)
- 2 Lluvia eficaz directa o recarga directa (Rd_i)
- 3 Escorrentía superficial ($Esup_i$)
- 4 Evapotranspiración real (ETR_i)
- 5 Recarga diferida ($Rdif_i$)
- 6 Balance en el acuífero (Q_i)

Inicialmente, se calcula la **evapotranspiración potencial** del día correspondiente (ETP_i) mediante el método Thornthwaite (Custodio y Llamas, 1983). Aunque este método subestima la ETP y, por tanto, sobreestima la recarga en zonas semiáridas (Jain y Sinai, 1985), se ha empleado porque es el más habitual en balances de aguas subterráneas, y aunque sólo se apoya en datos de precipitación y temperatura, el error que podría introducirse no es significativo teniendo en cuenta el objetivo del trabajo. El método de Thornthwaite incluido en el programa BALAN emplea las temperaturas diarias o mensuales y la latitud del lugar. Con la media mensual de las temperaturas medias diarias (t') calcula el índice de calor mensual (i) según la fórmula,

$$i = (t'/5)^{1.514}$$

y halla el índice de calor anual (I) mediante la suma de los doce índices mensuales del año considerado según,

$$I = \sum_{i=1}^{12} i$$

Thornthwaite considera que para meses de 30 días y con 12 horas diarias de sol,

$$\varepsilon = 16 \times (10 \times t / I)^a$$

donde:

ε = ETP media en mm/día

t = temperatura media diaria en °C

I = índice de calor anual

$$a = 675 \times 10^{-9} I^3 - 771 \times 10^{-7} I^2 + 1792 \times 10^{-5} I + 0.49239$$

Finalmente, teniendo en cuenta la duración real del mes y el número máximo de horas de sol, según la latitud del lugar, se llega a:

$$ETP = k \times \varepsilon$$

donde:

$k = (N/12) \times (d/30)$, donde:

N = número máximo de horas de sol según la latitud

d = número de días del mes

Una vez calculada la evapotranspiración potencial de cada día (ETP_i), BALAN calcula la **recarga directa**, que es la porción de agua que atravesaría instantáneamente el suelo llegando directamente a la zona vadosa. Se calcula sobre el total de agua susceptible de entrar en el suelo antes de sufrir evaporación E_i . Esta agua es la cantidad de precipitación del día i (P_i) y el agua encharcada en el suelo que no ha sido evacuada por escorrentía superficial (H_i) de manera que:

$$E_i = P_i + H_i$$

En el balance utilizado se ha considerado que la recarga directa puede producirse cuando las condiciones de humedad del suelo son tan bajas que ocurre infiltración directa a través de grietas. En esta opción, la recarga directa (Rd_i) sólo se produce cuando las entradas de agua al suelo superan el valor de la ETP_i y se aplicará al agua que no será evapotranspirada ($E_i - ETP_i$). Se define un valor umbral de la humedad del suelo o factor de recarga directa (FRD), como una fracción de la reserva útil, expresada en tanto por uno, a partir de la cual deja de existir recarga directa. Por lo tanto, se producirá recarga directa siempre que

$$\theta_{i-1} \leq PM + FRD \times (CC - PM)$$

donde PM es el punto de marchitez y CC la capacidad de campo del suelo. La magnitud de la recarga directa Rd_i viene dada por:

$$Rd_i = CKRD \times (E_i - ETP_i) \times F$$

donde CKRD es un factor que indica la magnitud de la recarga y F es una función exponencial decreciente del grado de humedad (Figura 5) que vale 1 cuando $\theta_{i-1} = PM$ y cero cuando $\theta_{i-1} = PM + FRD \times (CC - PM)$.

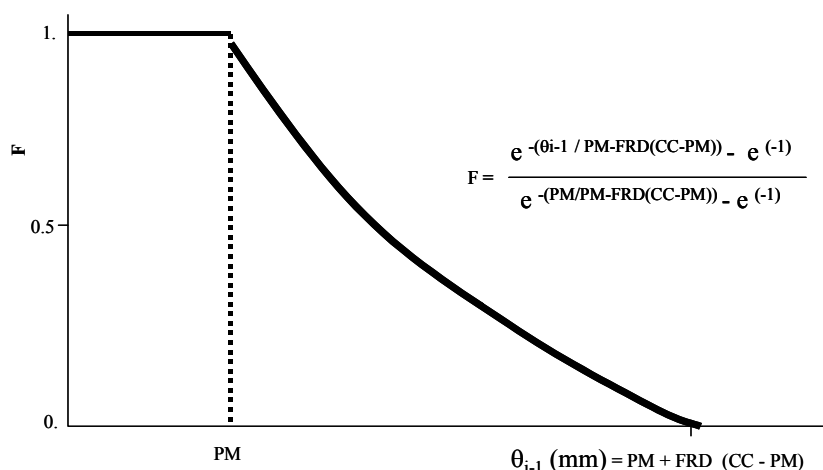


Figura 5. Evolución general de la función de humedad (F) con respecto al contenido de humedad del suelo para la determinación de la recarga a través de grietas.

Cuando se produce recarga directa, su magnitud Rd_i se sustrae de las entradas de manera que se actualiza el valor de E_i mediante la expresión:

$$E_i = P_i + H_i - Rd_i$$

La **escorrentía superficial** se determina mediante la capacidad de infiltración del suelo que es el máximo volumen de agua que puede infiltrarse en el suelo en un día y es función del contenido de humedad en cada día. El mecanismo de generación de escorrentía utilizado en BALAN está inspirado en la ley de Horton. La capacidad de infiltración (CI_i) tiene un valor máximo ($CIM1$) cuando el suelo está en punto de marchitez, y decrece al aumentar el grado de humedad del suelo según una función parabólica de segundo grado (Figura 6). El valor mínimo ($CIM0$) se alcanza cuando el contenido de humedad del suelo alcanza o supera la capacidad de campo.

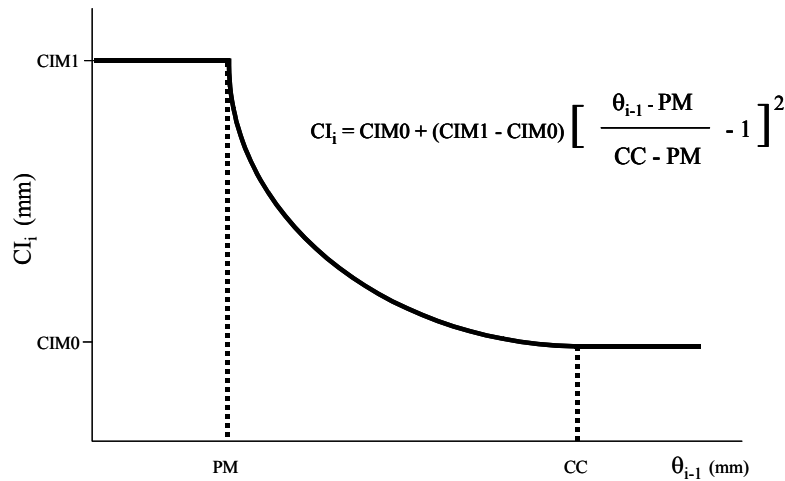


Figura 6. Evolución de la capacidad de infiltración con el contenido de humedad del suelo según la ley de Horton.

Se supone que se produce escorrentía superficial sólo cuando la cantidad de agua disponible supera la capacidad de infiltración ($E_i > CI_i$), entonces la magnitud de la escorrentía superficial (E_{sup_i}) viene dada por la diferencia

$$E_{sup_i} = E_i - CI_i$$

Una vez calculada la escorrentía superficial, BALAN actualiza las entradas de agua disponibles (E_i) de la forma:

$$E_i = P_i + H_i - Rd_i - E_{sup_i}$$

La **evapotranspiración real** (ETR_i) se calcula mediante el método de Penman-Grindley modificado. Si las entradas de agua (E_i) son mayores que ETP_i , o si el suelo contiene más agua que la capacidad de campo ocurre que $ETR_i = ETP_i$. Cuando las entradas de agua (E_i) son menores que ETP_i o el contenido de humedad (θ_i) es menor que la capacidad de campo (CC), entonces se determina el valor de la relación ETR_i / ETP_i en función del contenido de humedad actualizado (θ_i), como se indica en la Figura 7.

El mecanismo empleado considera dos comportamientos del suelo de manera que a partir de un contenido de humedad del suelo ($CC - CRPG$), la relación ETR_i / ETP_i es la unidad, y hasta este contenido de humedad la ETR_i se calcula mediante la siguiente expresión:

$$ETR_i = E_i + CEPG \times (ETP_i - E_i) \times (1 - [(CC - \theta_i) / (CC - PM)])$$

donde CEPG es un coeficiente que indica la magnitud de la ETR_i y CRPG es la constante radicular que representa un valor umbral de déficit hídrico.

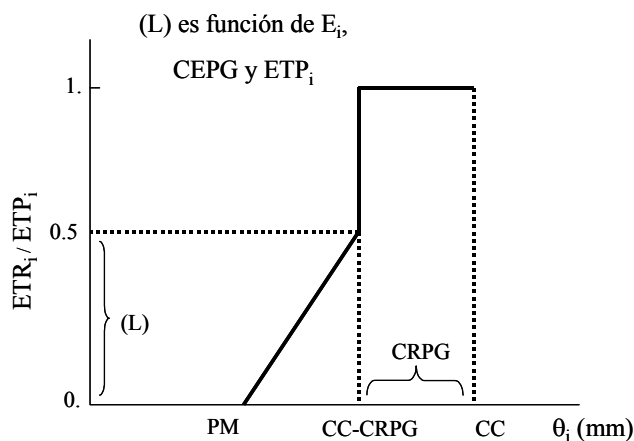


Figura 7. Evolución de la relación ETR_i / ETP_i para diferentes valores del contenido de humedad en el suelo con el método de cálculo de la ETR.

Los valores de CEPG y CRPG deben ser calibrados y dependen de la cubierta vegetal y de las propiedades del suelo. Una vez evaluado el valor de la ETR_i se corrige éste en el caso de que $ETR_i > \theta_i + E_i - PM$.

Después de calcular la ETR_i , BALAN actualiza el contenido de humedad del suelo, cuyo valor se utiliza para calcular la **recarga diferida** ($Rdif_i$)

$$\theta_i = \theta_{i-1} + E_i - ETR_i$$

La recarga diferida se calcula suponiendo que (i) sólo existe recarga cuando el contenido de humedad es mayor que la capacidad de campo, (ii) la recarga no puede exceder la permeabilidad vertical del suelo (k_v), y (iii) la recarga crece con la diferencia entre el contenido de humedad del suelo y la capacidad de campo (Figura 8). De esta manera:

$$a) \text{ Si } \theta_i < CC \quad \longrightarrow \quad Rdif_i = 0$$

$$b) \text{ Si } CC < \theta_i < CC + k_v \quad \longrightarrow \quad Rdif_i = \theta_i - CC$$

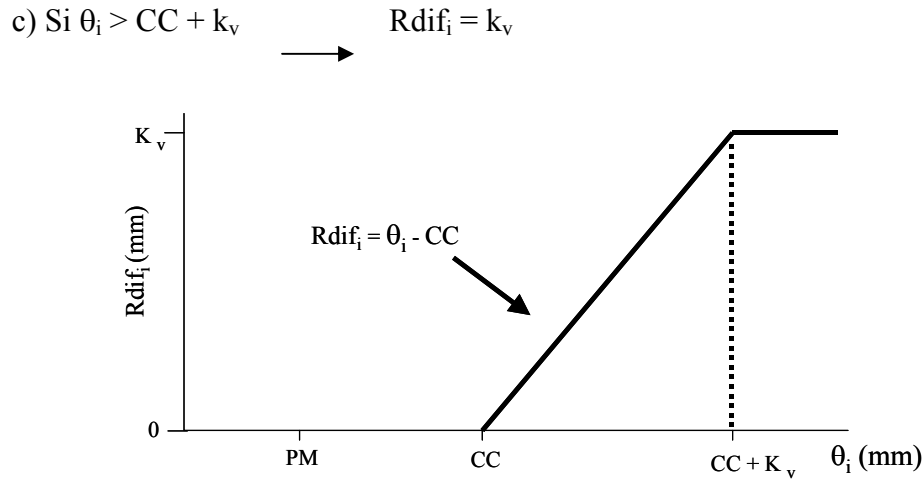


Figura 8. Variación de la recarga o lluvia útil diferida con el contenido de humedad del suelo en el método convencional.

Una vez calculada la recarga diferida se actualiza el contenido de humedad del suelo:

$$\theta_i = \theta_{i-1} + E_i - ETR_i - R_{dif_i}$$

Por último, se ha realizado el balance de agua en el acuífero. Para cada día la recarga total (R_i) se obtiene mediante la suma de la recarga directa y diferida:

$$R_i = R_{dir_i} + R_{dif_i}$$

Esta recarga incrementa el volumen de agua del acuífero:

$$Vac_i = Vac_{i-1} + R_i$$

y a partir de este volumen (Vac_i) se determinan las salidas del acuífero correspondiente al día i mediante la descarga subterránea conforme a la expresión:

$$E_{sub} = \alpha \times Vac_i$$

donde α es el coeficiente de agotamiento del acuífero, expresado en días^{-1} , siendo indicativo de la velocidad de vaciado del acuífero. Una vez realizado el balance para el día i , se calcula

el volumen del acuífero para el día i y los caudales totales descargados a las saladas (Q_i) de la forma:

$$Vac_i = Vac_{i-1} + R_i - E_{sub_i}$$

$$Q_i = E_{sup_i} + E_{sub_i}$$

2.2.3. Datos de entrada en el programa

Se ha realizado el balance de agua diario agregado (para un suelo y acuíferos medios) de la plataforma de Bujaraloz-Sástago. El periodo del balance comprende desde el 1 de enero de 1973 hasta el 31 de diciembre de 2000, lo que supone un total de 10.220 días.

2.2.3.1. Datos meteorológicos

En cuanto a la **lluvia**, de las tres estaciones situadas en la plataforma se han tomado los datos diarios de la estación pluviométrica “Bujaraloz-Petris” (9552O), del Instituto Nacional de Meteorología. Está situada cerca del núcleo de Bujaraloz, a 345 m.s.n.m. en las coordenadas UTM 738480 E y 4590710 N del huso 30. Es la más cercana a todas las saladas, dispone del registro de lluvias más largo, desde septiembre de 1973 hasta la actualidad, y su validez ha sido contrastada con otras estaciones de la zona (García Vera, 1996). Se ha dispuesto del registro de precipitaciones de esta estación desde octubre de 1973 hasta diciembre de 2000. Para obtener el balance en los 28 años desde enero de 1973 hasta diciembre de 2000, se completaron los archivos de precipitación. Así, para los meses desde enero hasta septiembre de 1973 se tomaron los datos del año 1974; y para los meses de julio a diciembre de 2000, se tomaron los datos del año anterior. La precipitación media en este periodo de 28 años es de 364 mm/año. El año más húmedo del periodo es 1997 con 535 mm, y el más seco es 1995 con 176 mm. En la Figura 9 se muestra la distribución de la precipitación media anual en el periodo de aplicación del balance; en la Figura 10 se muestra la precipitación media mensual para dicho periodo.

Los datos diarios de **temperatura** se han obtenido de la estación “Candasnos2” (9578A), también del Instituto Nacional de Meteorología. Está situada a 280 m.s.n.m., en las coordenadas UTM 755480 E y 4598670 N del huso 30, y aunque la estación más cercana a las saladas con registro de temperaturas es “Pina”, se ha elegido aquella porque su altitud es más acorde con la altitud media de la plataforma. Tiene datos de temperatura desde 1985 hasta la

actualidad y los días sin dato dentro de este periodo se han completado con los datos de la estación de Pina tras comprobar su buena correlación, con coeficientes de determinación de 0.96 para las temperaturas máximas y de 0.90 para las mínimas. Para obtener el balance en los 28 años desde enero de 1973 hasta diciembre de 2000, se completaron los archivos de temperatura en los años anteriores a enero de 1985 y en los meses posteriores a julio de 2000, con datos medios mensuales de la misma estación. La temperatura media para el periodo de aplicación del balance es de 22.9 °C. En la Figura 11 se muestra la temperatura media mensual obtenida para el periodo de aplicación del balance.

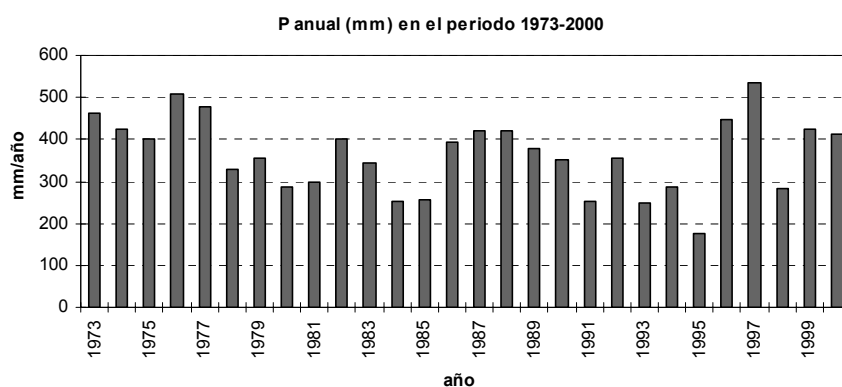


Figura 9. Precipitación media anual en el periodo de aplicación del balance, desde enero de 1973 hasta diciembre de 2000.

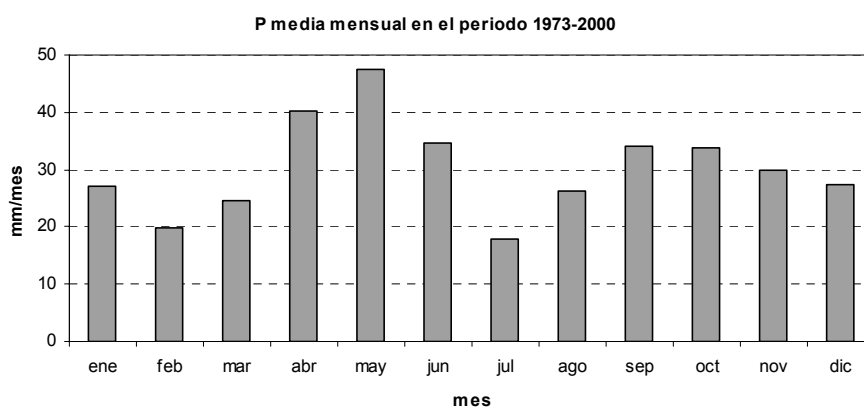


Figura 10. Precipitación media mensual en el periodo de aplicación del balance, desde enero de 1973 hasta diciembre de 2000.

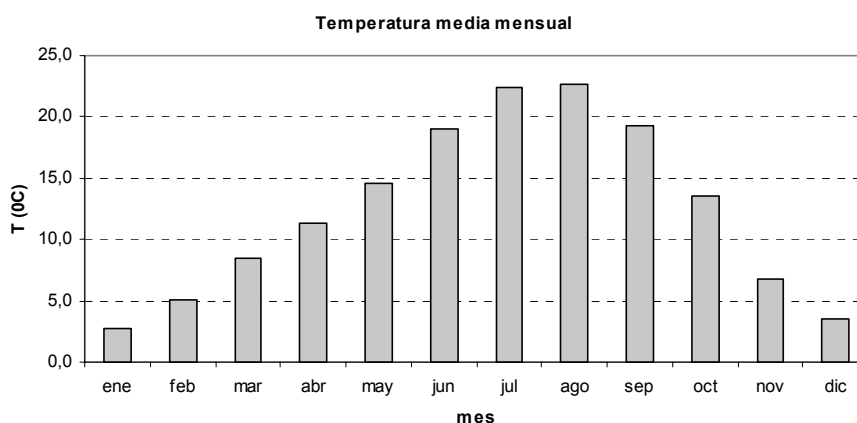


Figura 11. Temperatura media mensual desde enero de 1973 hasta diciembre de 2000.

2.2.3.2. Datos del suelo

Los **parámetros del suelo** considerados han sido la porosidad, la capacidad de campo (CC) y el punto de marchitez (PM). Se les ha asignado los valores utilizados por García Vera (1996) en el balance hidrometeorológico aplicado por él a la plataforma de Bujaraloz. Así, se ha considerado una porosidad de 0.3 (30 %), una capacidad de campo de 0.24 (24 %) y un punto de marchitez de 0.14 (14 %), valores típicos de los suelos franco-arcillosos, que son los de mayor presencia en la zona. Estos valores se han dejado fijos en todas las ejecuciones del programa.

El **espesor** del suelo (ES) ha sido objeto de varios análisis de sensibilidad. En la plataforma de Bujaraloz varía entre 0.25 y 1 m, pudiendo llegar en ocasiones hasta los 2 m (Renasa 1979 y 1983; en García Vera, 1996). En este trabajo se han asignado valores entre 50 y 550 mm en una primera ejecución del programa, y entre 550 mm y 1550 mm en una segunda. Con estos espesores de suelo y con los valores de CC y PM asignados, el balance obtiene una variación de la reserva útil entre 5 y 155 mm según

$$RU = ES \times (CC - PM)$$

donde ES es el espesor del suelo expresado en mm, y RU es la reserva útil, definida como el volumen de agua por unidad de superficie de suelo que está contenido entre los estados correspondientes a capacidad de campo (CC) y punto de marchitez (PM) respectivamente. Éstos últimos están expresados en tanto por uno. Se ha tomado un valor de **permeabilidad**

vertical del suelo (K_v), de 1 m/día, aunque en campo se han medido variaciones entre 1.4 y 0.5 m/día (García Vera, 1996).

2.2.3.3. Otros coeficientes del programa

Algunos de los mecanismos considerados en el balance establecido por el programa BALAN requieren el empleo de algunos coeficientes de escaso significado físico. A estos coeficientes se asignan los valores mediante un análisis de sensibilidad, tanteando distintos valores de cada uno de ellos y analizando sus efectos en los resultados finales del balance: estos resultados son los valores medios de los distintos componentes del balance y los niveles estimados para las lagunas analizadas. En este apartado se hace una descripción general de los coeficientes empleados para la realización del balance en las saladas de Monegros.

La **escorrentía superficial** se simula mediante el empleo de los coeficientes CIM1 y CIM0. Para mantener la magnitud de la escorrentía superficial entre el 1 % y el 3 % de la precipitación total, el valor de CIM0 se ha fijado en 30 mm/día y se ha variado el valor de CIM1 entre 30 y 55 mm/día.

Para estimar la **recarga directa**, en primer lugar se ha considerado que no hay recarga directa, y en segundo lugar se ha considerado una recarga preferente a través de grietas, tanto más intensa cuanto más seco está el suelo. Se requieren dos parámetros (CKRD y FRD) cuyos valores están comprendidos entre 0 y 1. La magnitud de la recarga se ha determinado mediante el coeficiente CKRD con valores entre 0 (no hay recarga directa) y 0.25. El coeficiente FRD, con valor igual a 0.75, ha permitido considerar una infiltración directa a través de grietas en condiciones medias de humedad del suelo.

Para el cálculo de la **evapotranspiración real**, se han otorgado a CRPG y CEPG, los valores de 16.05 mm y 1.5 respectivamente. Estos valores se han dejado fijos durante todas las ejecuciones.

Para calcular el balance de agua en el **acuífero**, se han asignado diferentes valores al coeficiente de agotamiento, α , que oscilan entre 0.0077 d^{-1} y 0.2 d^{-1} , correspondientes a tiempos de descarga de la mitad del volumen del acuífero de 90 días y 4 días respectivamente.

2.3. Balance de agua en cada salada

- Datos de entrada

Cada una de las ejecuciones del programa BALAN genera una colección de cifras de caudales descargados a las saladas. Estas cifras se expresan en mm/día. El balance de cada una de las tres saladas seleccionadas parte de esta serie de descargas, que se han transformado en m³/s, considerando la cuenca vertiente asociada a cada una de las saladas. Este caudal se aplica al vaso correspondiente a la superficie susceptible de ser inundada y/o de sufrir evaporación capilar. La superficie inundable se delimita combinando la topografía de IRYDA (1982) con el reconocimiento en campo de las facies lagunares definidas en capítulos anteriores. Aunque se dispone de datos de descarga a las saladas procedentes de la simulación con BALAN desde enero de 1973 hasta diciembre de 2000, el balance se ha realizado entre 1993 y 1997 por ser éste el periodo en el que se dispone de registros de campo más continuos. En la Figura 3 se muestra un esquema del funcionamiento del balance en la plataforma y en la salada de La Playa. Se ha realizado para cada una de las tres saladas y para cada día y se basa en la ecuación de la conservación de agua:

$$E_i^s - S_i^s = (V_i^s - V_{i-1}^s) + \epsilon, \quad [1]$$

donde,

- E_i^s = entradas de agua a la salada el día i tal que:

$$E_i^s = P_i^s \times \text{Sup}_{i-1} + Q_i^s \quad [2]$$

siendo P_i^s la precipitación caída el día i sobre la laguna s , expresada en mm/día; Sup_{i-1} la superficie de agua en la salada al final del día $i-1$; y Q_i^s las entradas de agua a la salada calculadas por BALAN para la cuenca vertiente superficial de la salada s .

- S_i^s = salidas de agua de la salada s el día i de manera que:

$$S_i^s = E_{v_i}^s \times \text{Sup}_{i-1}^s + E_{\text{cap}_i}^s \times \text{Sup}_{i-1}^{\text{cap}_s} \quad [3]$$

siendo Ev_i^s el volumen de evaporación en lámina de agua en la salada s, $Evcap_i^s$ el volumen de evaporación capilar, y $Supcap_{i-1}^s$ la superficie susceptible de sufrir evaporación.

- V_i^s = volumen de agua en la salada s el día i
- V_{i-1}^s = volumen de agua en la salada s al final del día i-1
- ε = error del balance

Considerando despreciable el error del balance, uniendo las expresiones [2] y [3] y despejando V_i^s se llega a:

$$V_i^s = P_i^s \times Sup_{i-1}^s + Q_i^s - Ev_i^s \times Sup_{i-1}^s - Evcap_i^s \times Supcap_{i-1}^s + V_{i-1}^s \quad [4]$$

A continuación se presentan los detalles para la estimación de cada uno de los términos de la ecuación.

- **Tasa de precipitación (P_i^s).**

Se han tomado las precipitaciones diarias de la estación del INM “Bujaraloz-Petris”. Es la misma serie utilizada en todas las ejecuciones del programa BALAN (apartado 2.2.3.1).

- **Caudales (Q_i^s)** descargados por la cuenca vertiente asociada a cada salada.

Se han calculado para las tres saladas aplicando las superficies de cuenca vertiente determinadas por Berga (1993) mediante planimetría de los mapas topográficos del IRYDA, de escala $E = 1:2.000$ y fecha 1982. Para la salada de La Playa se asigna una cuenca vertiente de 20.520 km^2 , para Salineta de 0.275 km^2 , y para Guallar de 0.325 km^2 .

- **Tasa de evaporación (E_i^s).**

Se ha calculado con la evapotranspiración de referencia (ET_0) y se ha aplicado a la superficie de agua de la salada del día anterior. La ET_0 se ha estimado para cada día mediante el programa Reference Evapotranspiration Calculator REF-ET v.2.0 (Allen, 2000) que emplea la fórmula FAO-56 Penman-Monteith recomendada por FAO (Allen et al., 1998). En el programa se han introducido las coordenadas geográficas de la estación “Bujaraloz-Petris” y

los datos de precipitación y temperatura de la estación meteorológica automática “Bujaraloz” (9576C) durante el periodo de enero de 1993 hasta diciembre de 1997. Los datos de insolación para el mismo período se han obtenido de la estación automática de Huesca “Monflorite” (9898). Los datos de viento de la estación meteorológica de Bujaraloz se han completado con los registros de la estación meteorológica Zaragoza-SIA-parcela lisimétrica, por mostrar mejor correlación que la de Monflorite (Martínez-Cob, com. pers., 2003).

La ecuación de Penman-Monteith calcula la evapotranspiración de un cultivo hipotético de referencia, de 0.12 m de altura y de porte similar a una gramínea pratense. Este valor de evaporación debe corregirse ya que la evaporación que interesa calcular se caracteriza porque (i) se produce en lámina de agua y (ii) está condicionada por el efecto de la salinidad. Para calcular la evaporación en lámina de agua se ha supuesto que la evaporación en las saladas es similar a la que se obtendría en un tanque de evaporación de clase A. Por ello, el factor de corrección utilizado ha sido el coeficiente $K_p = 0.6$, obtenido de acuerdo con (i) las condiciones meteorológicas medias de la zona (HR_{med} entre 40 % y 70 % y velocidad del viento entre 2 y 5 m/s) y (ii) el hecho de que en los alrededores de la lámina de agua no existen cultivos (Doorenbos y Pruitt, 1977).

Además, se ha tenido en cuenta que el cálculo de la ET_0 en tanque tiende a sobreestimar la evaporación con relación a la que se produce en una laguna debido a los efectos del calentamiento del borde del tanque, por lo que se ha corregido el resultado anterior mediante el factor 0.70, representativo de medios áridos (ASCE, 1996). Por último, el efecto negativo de la salinidad en el volumen de evaporación del agua, se ha corregido mediante el factor 0.87 (García-Vera, 1996).

En resumen, para adecuar las condiciones ideales del programa a las condiciones reales del medio, el valor de ET_0 se ha corregido según

$$E_i^s = ET_{0i} \times 1.67 \times 0.70 \times 0.87 = ET_{0i} \times 1.02 \approx ET_{0i} \quad [5]$$

donde 1.67 se obtiene de $1/K_p$. Como el factor final obtenido presenta un valor de 1.02, muy próximo a 1, se han tomado para el balance los valores extraídos directamente del programa REF-ET, que subestiman la evaporación en las saladas (E_i^s) en un 2 %. Este error no se ha considerado significativo en el conjunto de datos de entrada para el cálculo del balance. Para

el periodo estudiado, entre 1993 y 1997, se ha obtenido un valor medio de ET_0 igual a 3.44 mm/día.

El conocimiento detallado del proceso de evaporación es un aspecto esencial en el balance hídrico de los humedales. La exploración expuesta en este trabajo para evaluar esta componente del balance debe considerarse como una aproximación a la valoración de un término cuya estimación exacta requeriría instrumentación específica. Este tipo de investigación se está desarrollando desde hace varios años en la laguna de Gallocanta (CHE, 1999; CHE, 2001; CHE, 2002b; CHE, 2003b; Zapata y Martínez-Cob, 2001).

- Relación entre volumen, superficie y calado (V_i^s , S_i^s y h_i^s).

Los volúmenes de agua diarios obtenidos del balance aplicado a cada salada, se han de transformar en (i) calados para su comparación con los datos de campo y (ii) superficies para la estimación de precipitación y evaporación del día siguiente. La conversión de volumen – superficie - calado requiere conocer la batimetría de la salada o, al menos, disponer de datos simultáneos de calado y superficie de agua que permita obtener una relación entre ambas. Ante la falta de estos datos, se ha considerado que la forma de los fondos de las saladas es similar a un cono invertido con una base de superficie S y de radio r (Figura 12). Se ha empleado la relación entre α , h y r según

$$\operatorname{tg} \alpha = h / r, \quad \text{siendo } r = (S/\pi)^{1/2} \quad [6]$$

Esta idealización de la topografía de los fondos se basa en dos supuestos: (i) el centro de la salada es el lugar de máxima profundidad y (ii) es el lugar donde está situada la escala. De esta relación se obtiene la superficie de la lámina de agua (S_i^s) y el calado (h_i^s) a partir de las expresiones:

$$h_i^s = [(3 \times V_i^s \times \operatorname{tg}^2 \alpha) / \pi]^{0.33} \quad [7]$$

$$S_i^s = 3 \times V_i^s / [(3 \times V_i^s \times \operatorname{tg}^2 \alpha) / \pi]^{0.33} \quad [8]$$

Para determinar el valor de α se han explorado dos métodos. En primer lugar se ha empleado la topografía en papel de IRYDA, año 1982, escala 1:2.000, suministrada por la Dirección Provincial de Agricultura de la DGA, y los datos de superficies extraídos por Berga (1993) de la misma fuente topográfica. Las cotas de mayor profundidad dentro de las saladas (h) y sus superficies de máxima inundación (S) han permitido obtener un valor de α para cada salada según la relación [6]. En esta cartografía, Guallar (Figura 12) y Salineta, las saladas de menor extensión, presentan cotas en todo el fondo de la depresión, sin embargo, La Playa no presenta cotas en todo su fondo. Además, la topografía del fondo de las depresiones puede cambiar debido a la constante acción eólica y a procesos sedimentarios, por lo que se han explorado otros métodos para determinar α y comparar los resultados.

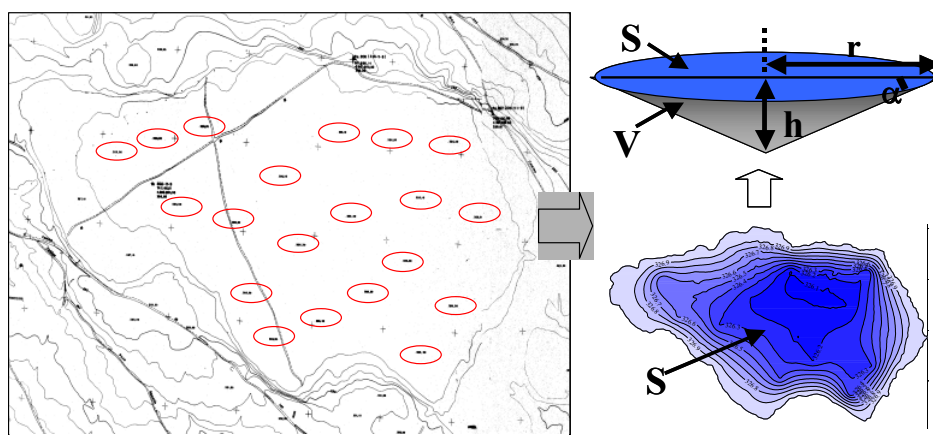


Figura 12. Obtención de la geometría idealizada de la salada utilizada para establecer la relación volumen (V) – superficie (S) – calado (h), donde r es el radio correspondiente a un círculo de superficie S. Los círculos rojos señalan las cotas utilizadas.

Por un lado, examinando en Salineta los registros de calado coincidentes o próximos a los datos de superficie obtenidos mediante teledetección (Castañeda, 2002), se ha podido determinar el valor de α . Como las fechas de calados y superficies no son coincidentes sino cercanas, se ha tenido en cuenta la lluvia registrada entre ambas fechas. Dado que

$$\alpha = h / r \quad r = h / \operatorname{tg} \alpha$$

entonces,

$$S/S_0 = (h/h_0)^2 \quad [9]$$

relación similar a la empleada por Bryant y Rainey (2002), donde S es la superficie correspondiente a un calado h , S_0 es la superficie máxima correspondiente a la altura máxima h_0 .

- **Superficie de evaporación capilar (Supcap_{i-1}^s) y tasa de evaporación capilar (Evcap_{i-1}^s).**

Las observaciones de campo indican que aunque no haya lámina de agua los fondos de las saladas permanecen siempre húmedos, aún en verano. Por otro lado, se sabe que la evaporación se produce no sólo en lámina de agua sino también en la franja capilar, pudiendo producirse evaporación al menos hasta que el nivel freático se encuentre a dos metros de profundidad (García Vera, 1996). Dada la imposibilidad de acotar este término a partir de datos de campo se han realizado varios tanteos para cada ejecución de BALAN desde la hipótesis de la no existencia de evaporación capilar ($\text{Supcap}^s = 0$ para todos los días del balance) hasta la hipótesis de que la evaporación capilar se produce en todo el fondo de las saladas durante todo el año. Se han planteado los siguientes casos:

- No hay evaporación capilar. El término ($\text{Evcap}_i^s \times \text{Supcap}_{i-1}^s$) de la ecuación [4] se considera nulo.
- Hay evaporación en una corona de agua concéntrica a la superficie de agua del día i con un radio de 10 m, de manera que:

$$\text{Supcap}_{i-1}^s = f(\text{Sup}_{i-1}^s) \quad [10]$$

Con este primer incremento de la superficie evaporante el volumen de evaporación capilar es similar a la de la lámina de agua.

- Hay evaporación en una corona de agua concéntrica a la superficie de agua de la salada del día i con un radio de 20 m.
- Hay evaporación en una corona de agua concéntrica a la superficie de agua de la salada del día i con un radio de 50 m.
- Hay evaporación en una corona de agua concéntrica a la superficie de agua de la salada del día i con un radio de 100 m. Como esta condición incrementa considerablemente la

superficie de evaporación, únicamente se ha aplicado a La Playa, por ser la salada de mayor extensión.

- La evaporación ocurre en toda la extensión del fondo de las saladas (superficie S en la Figura 12) independientemente de la presencia de agua y de su extensión. En este caso se ha tenido en cuenta que la evaporación en el suelo es un 33 % menor que en la lámina de agua libre, es decir

$$E_{\text{cap}_i^s} = E_i^s \times 0.66 \quad [11]$$

La superficie sobre la que se ha calculado la evaporación capilar es de 1452000 m² en La Playa, 149325 m² en Salineta y 98908 m² en Guallar.

- Condiciones iniciales.

Como situación inicial del balance en cada salada se ha considerado el volumen que corresponde al primer calado medido en el campo. Las condiciones iniciales de superficie y volumen de agua en cada salada quedan reflejadas en la Tabla 1, y se basan en dicho registro de campo de fecha 3 de marzo de 1993.

Tabla 1. Condiciones de partida en el balance aplicado a cada salada.

	<i>Calado inicial</i>	<i>Volumen inicial</i>	<i>Superficie inicial</i>		
	m	m ³	%	m ²	%
La Playa	0.10	1537	0.3	46116	2.04
Salineta	0.11	111	0.2	3026	1.3
Guallar	0.05	17.4	0.1	1042	0.7

2.4. Estrategia de aplicación

Los datos de partida en el programa BALAN se han extraído de un balance realizado en García Vera (1996):

1. Datos geográficos:

- Latitud 41° 26' 04'' (estación meteorológica del INM “Bujaraloz-Petris”)

2. Datos hidrometeorológicos:

- Precipitación diaria de la estación meteorológica “Bujaraloz-Petris”
- Temperatura diaria de la estación meteorológica “Candasnos”
- Método de cálculo de la ETP: Thornthwaite
- Método de cálculo de la ETR: Penman-Grindley modificado

3. Datos del suelo

- Porosidad = 0.3 %
- Capacidad de campo = 0.24 %
- Punto de marchitez = 0.14 %
- Espesor del suelo = 0.45 m
- Permeabilidad vertical del suelo (k) = 1000 mm/día

4. Otros coeficientes del balance

- Coeficientes de escorrentía superficial: 25 mm/día (CIM0) y 40 mm/día (CIM1)
- Constantes para el cálculo de la ETR: 16.05 mm (CRPG) y 1.5 (CEPG)
- Coeficiente de agotamiento del acuífero, $\alpha = 0.0077$

El programa BALAN se ha ejecutado bajo seis hipótesis de funcionamiento esquematizadas en la Figura 13. El objetivo de las seis ejecuciones ha sido la exploración de distintos parámetros que reproducen posibles funcionamientos del flujo a través del suelo y del acuífero. Así, las diferentes opciones han sido: (i) variar la importancia del mecanismo de recarga directa, y (ii) explorar diferentes valores del espesor del suelo, del coeficiente de agotamiento del acuífero y de los coeficientes de infiltración que determinan la magnitud de la escorrentía superficial. En cada una de las ejecuciones de BALAN se ha obtenido la serie de caudales medios de la zona endorreica.

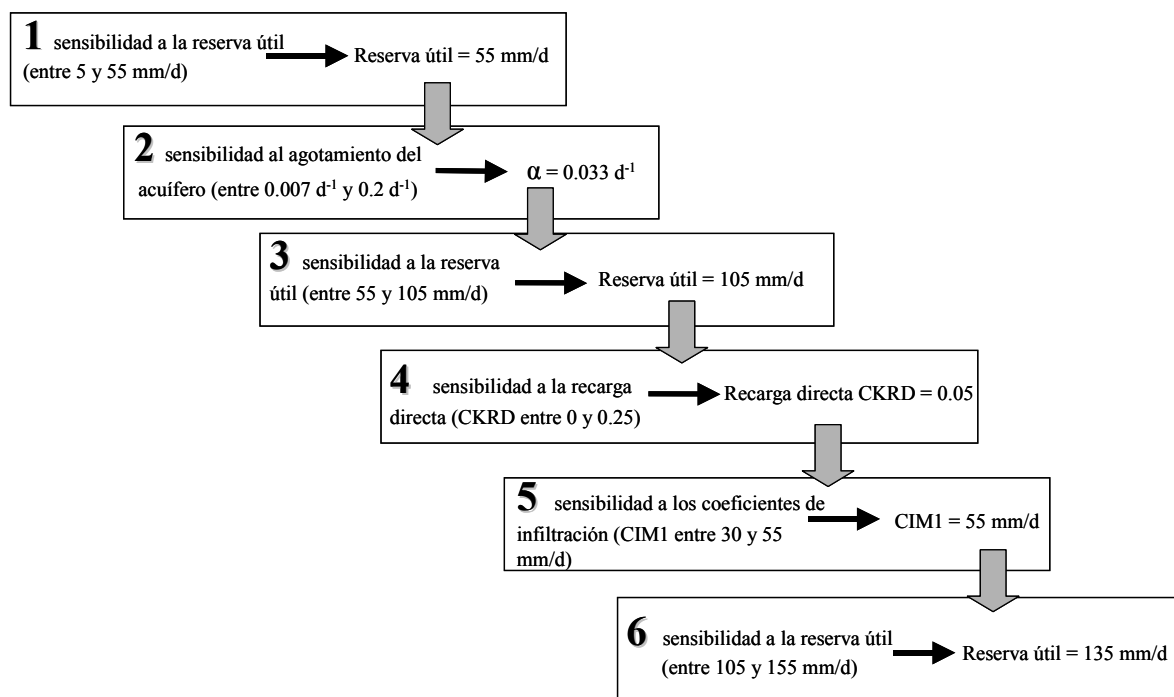


Figura 13. Esquema de las seis hipótesis de ejecución del programa BALAN.

Las hipótesis son las siguientes:

1. MON_1. Sensibilidad a la reserva útil del acuífero. En esta primera aplicación del balance se ha modificado la reserva útil del suelo, que supone un 10 % de su espesor. Así, se han tomado valores de reserva útil de 5, 15, 25, 35, 45 y 55 mm, que corresponden a espesores de suelo de 50, 150, 250, 350, 450 y 550 mm respectivamente. Con ello se consideran reservas útiles crecientes, disminuyendo la descarga de agua del acuífero a las lagunas.
2. MON_2. Sensibilidad al agotamiento del acuífero. El coeficiente de agotamiento del acuífero, α , está directamente relacionado con la transmisividad y el coeficiente de almacenamiento, e indica la velocidad de vaciado del acuífero. El objetivo de esta ejecución es acelerar la descarga a las saladas para reproducir de una forma más adecuada los calados de referencia. Para ello se ha supuesto un espesor de suelo de 550 mm, y α ha tomado los siguientes valores: 0.0077, 0.01, 0.0133, 0.02, 0.0333, 0.05, 0.1 y 0.2 d⁻¹. Estos suponen unos tiempos de vaciado de la mitad del acuífero entre 4 y 90 días.

3. MON_3. Sensibilidad a la reserva útil. Se ha considerado un tiempo razonable de vaciado del acuífero de 21 días otorgando al coeficiente de agotamiento del acuífero α un valor de 0.033 d^{-1} y se ha aumentado la reserva útil para reducir el volumen de descarga. El objetivo es disminuir la magnitud de los caudales aportados a las lagunas para que los picos de los valores estimados se aproximen a los valores de referencia. Se han tomado los siguientes valores de reserva útil: 55, 65, 75, 85, 95 y 105 mm/día.
4. MON_4. Sensibilidad a la recarga directa del acuífero. Está regulado por el coeficiente CKRD hasta un valor máximo fijado por el coeficiente FRD y que supone el 75 % de la reserva útil. Introduciendo en el balance esta recarga directa se acrecienta el peso de la precipitación directa sobre la laguna, pues éste es un aporte de caudales que no sufre ni evaporación ni escorrentía. Se ha fijado la reserva útil en 105 mm, y el valor del coeficiente FRD en 0.75. El coeficiente CKRD ha tomado los siguientes valores: 0, 0.05, 0.1, 0.15, 0.2 y 0.25.
5. MON_5. Sensibilidad a los coeficientes de infiltración CIM0 y CIM1. Para afinar los resultados anteriores se pretende aproximar el valor de la escorrentía superficial al 1 % de la precipitación, valor coherente con los datos de ensayos de escorrentía realizados en suelos de la plataforma endorreica (García Vera, 1996). Para ello se emplean los coeficientes de infiltración que, sin modificar sustancialmente la recarga directa, producen una disminución del caudal que entra en la laguna. Los valores en la zona fluctúan entre 20 y 40 mm/día. Considerando el coeficiente CKRD igual a 0.05, y con el coeficiente de infiltración CIM0 igual a 30 mm/día, se ha variado el coeficiente CIM1 con los siguientes valores: 30, 35, 40, 45, 50 y 55 mm/día.
6. MON_6. Sensibilidad a la reserva útil del acuífero. Finalmente, se pretende afinar el resultado para que el caudal descargado a los arroyos tenga un valor razonable cercano a los 20 mm/año. Para ello, los coeficientes de infiltración CIM0 y CIM1 se han fijado en 30 y 55 mm/día respectivamente, y se ha variado la reserva útil con los siguientes valores: 105, 115, 125, 135, 145 y 155 mm/día.

Con la aplicación sucesiva de estas hipótesis se pretende ir acotando los parámetros que definen el balance de manera que (i) la descarga de agua a las saladas, (ii) el reparto de escorrentía superficial y subterránea y (iii) las recargas directa y diferida, proporcionen una

evolución de los calados calculados en las saladas que sea coherente con los calados de referencia.

2.5. Criterios de validación

La validación del balance se ha hecho comparando los calados calculados con los que se han denominado calados de referencia. Dichos calados de referencia son los datos de campo registrados mediante la lectura de escalas y los obtenidos a partir de teledetección. Se han empleado los siguientes criterios:

1. **El análisis gráfico** de ambas series de valores. Se han representado gráficamente los datos de calado calculados junto a los calados de referencia. El periodo considerado para este análisis ha sido desde el 1 de enero de 1993 hasta el 31 de diciembre de 1997 por ser el periodo en el que se dispone de una mayor frecuencia de datos de campo. En cuanto a los datos de satélite, aunque se tienen datos desde 1985 hasta 2000, únicamente se han considerado los comprendidos entre 1993 y 1997 debido a que el balance de agua en las saladas se ha planteado en un principio para este periodo que tiene una frecuencia semanal de datos de campo. Para cada ejecución se ha realizado una discusión sobre la bondad del ajuste entre calados de referencia y calculados señalando los parámetros que mejor resultado producen.

2. **El análisis numérico** de las dos series de datos anteriores mediante (i) el error cuadrático medio (RMSE) y (ii) el coeficiente de determinación (r^2).

3. **La coherencia de los datos calculados frente a los obtenidos en estudios previos.** En la plataforma de Bujaraloz-Sástago se han llevado a cabo estudios hidrogeológicos que aportan valores del balance y otros datos básicos obtenidos mediante muestreos y ensayos en diferentes campañas de campo (García-Vera, 1996). Dichos estudios avalan los valores de los parámetros empleados en este trabajo. La coherencia existente entre los resultados de dichos estudios precedentes y los obtenidos en este trabajo, permite evaluar la fiabilidad de las diversas hipótesis del balance.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Relación volumen – superficie – calado

Los datos de calado máximo y superficie máxima para las tres saladas, tomados de la topografía del IRYDA, se muestran en la Tabla 2. A partir de estos datos se ha calculado el volumen máximo mediante la expresión

$$V_{\max} = (S_{\max} \times h_{\max}) / 3$$

el coeficiente α con

$$\alpha = \arctg [h / (S / \pi)^{1/2}]$$

y el radio con

$$r = (S / \pi)^{1/2}$$

Tabla 2. Calado (h_{\max}), superficie (S_{\max}) y volumen (V_{\max}) máximos de las tres saladas, tomados de la topografía.

saladas	Radio equivalente (r) y pendiente (α) calculados a partir de la misma.				
	Valores tomados de la topografía IRYDA			Valores calculados	
	h_{\max} (m)	S_{\max} (m ²)	V_{\max} (m ³)	α	Radio equivalente r (m)
Salineta	0.95	226250	71646	0.20300	268
La Playa	0.70	2200000	513333	0.04729	848
Guallar	0.60	149862	29972	0.1573	218.4

Se ha calculado la relación superficie - calado explorando los registros simultáneos de calado en campo y de superficie de agua en imágenes de satélite. La única salada con datos disponibles de calado y superficie coincidentes o muy próximos es Salineta, con 7 fechas comparables de las que sólo 4 presentan calados no nulos (Tabla 3). Los valores de α obtenidos a partir de estos datos son muy variables, debido a varias causas. En primer lugar no existe una coincidencia exacta entre las fechas en que se midió el calado (h) y la superficie (S). El lapso transcurrido entre la lectura del calado y la pasada de la imagen varía entre 3 y 27 días. La estación meteorológica “Bujaraloz-Petris” únicamente registró lluvias en el intervalo de los 27 días, sin embargo ocurren cambios diarios en el volumen de agua debido a la fuerte evaporación. En segundo lugar, la escala con la que se mide el calado no siempre

está instalada en la zona de máxima profundidad de la salada, por lo que no siempre refleja la altura máxima del cono (Figura 12). En tercer lugar hay que tener en cuenta la complejidad topográfica del fondo. Esto hace que se obtengan diferentes valores de α , que reflejan un aumento de la pendiente del fondo hacia el centro de la salada (Tabla 3).

Ante la falta de datos de campo para establecer una relación superficie-calado empírica fiable para Salineta y la falta de datos comparativos similares para La Playa y Guallar, se han adoptado los valores obtenidos de la topografía IRYDA. En las saladas el ángulo α tiene un valor muy pequeño y, por tanto, el error introducido por este factor en el cálculo del balance de agua puede despreciarse.

Tabla 3. Datos utilizados para calcular la relación superficie – calado de Salineta. Calados tomados en campo, superficies calculadas con teledetección y lluvia registrada en la estación meteorológica “Bujaraloz-Petris” entre las fechas de campo y satélite.

Calado en campo		Superficie en imagen		Pendiente calculada	Situación entre fechas de campo y satélite	
Fecha	Calado h (m)	Fecha	Superficie S (m ²)	α	nº días	Lluvia registrada (mm)
03/03/1993	0.11	06/03/1993	875	0.3778	3	0
08/07/1993	0.01	12/07/1993	843	0.0349	4	0
11/04/1996	0.07	18/04/1996	750	0.2595	7	0
29/04/1997	0.22	02/04/1997	1356	0.6068	27	37

Con la relación superficie - calado establecida para cada salada a partir de los datos de la Tabla 2, se han transformado en calados las superficies de agua obtenidas de imágenes Landsat en 26 fechas diferentes (Castañeda 2002). En la Tabla 4 se muestran dichos calados únicamente entre 1993 y 1997, que es el periodo de aplicación del balance. En este intervalo de tiempo se han registrado las máximas extensiones de agua en las saladas, que ocupan un porcentaje del fondo del 85 % en La Playa, el 71 % en Salineta y el 50 % en Guallar, y que responden a calados de 0.57 m, 0.80 m y 0.42 m respectivamente.

Tabla 4. Relación de calados (h) correspondientes a las superficies de agua (S) detectadas mediante imágenes Landsat entre 1993 y 1997 para las tres saladas estudiadas.

Fecha	La Playa		Salineta		Guallar	
	S (m ²)	h (m)	S (m ²)	h (m)	S (m ²)	h (m)
06/03/93	403130	0,30	87500	0,59	3800	0,10
12/07/93	503750	0,33	84400	0,58	0	0
28/05/94	17500	0,06	0	0	7500	0,13
29/06/94	0	0	0	0	10000	0,15
16/08/94	0	0	0	0	10000	0,15
07/01/95	726260	0,40	91900	0,61	33800	0,28
18/04/96	1238750	0,52	75000	0,55	3800	0,10
15/06/96	0	0	0	0	6900	0,13
20/07/96	0	0	0	0	3100	0,09
02/04/97	1500630	0,57	135600	0,74	67500	0,40
07/07/97	523750	0,34	68100	0,52	40000	0,30

Los 11 calados de la Tabla 4 junto con los 184 calados medidos mediante escala durante el periodo de 4 años y 3 meses entre 1993 y 1997 hacen un total de 195 calados (Figura 14). Éstos se denominarán en lo sucesivo calados de referencia, servirán para contrastar los resultados de las ejecuciones del modelo con las diferentes hipótesis.

Los calados obtenidos a partir de las imágenes de satélite son sensiblemente superiores a los calados registrados en campo. Esto es debido a que (i) la imagen puede detectar superficie de agua no localizada en el lugar de la escala y (ii) los datos topográficos son escasos y no están homogéneamente distribuidos en las saladas por lo que la conversión de superficies a calados tiene una exactitud limitada; además, sería necesaria una actualización de la topografía dado su carácter cambiante debido a los efectos del viento.

Este hecho es más evidente en Salineta, cuya topografía exhibe la mayor profundidad de las tres y un fondo no simétrico en la dirección del viento. Las observaciones de campo revelan que la masa de agua se localiza frecuentemente a sotavento de la zona de mayor profundidad debido al viento.

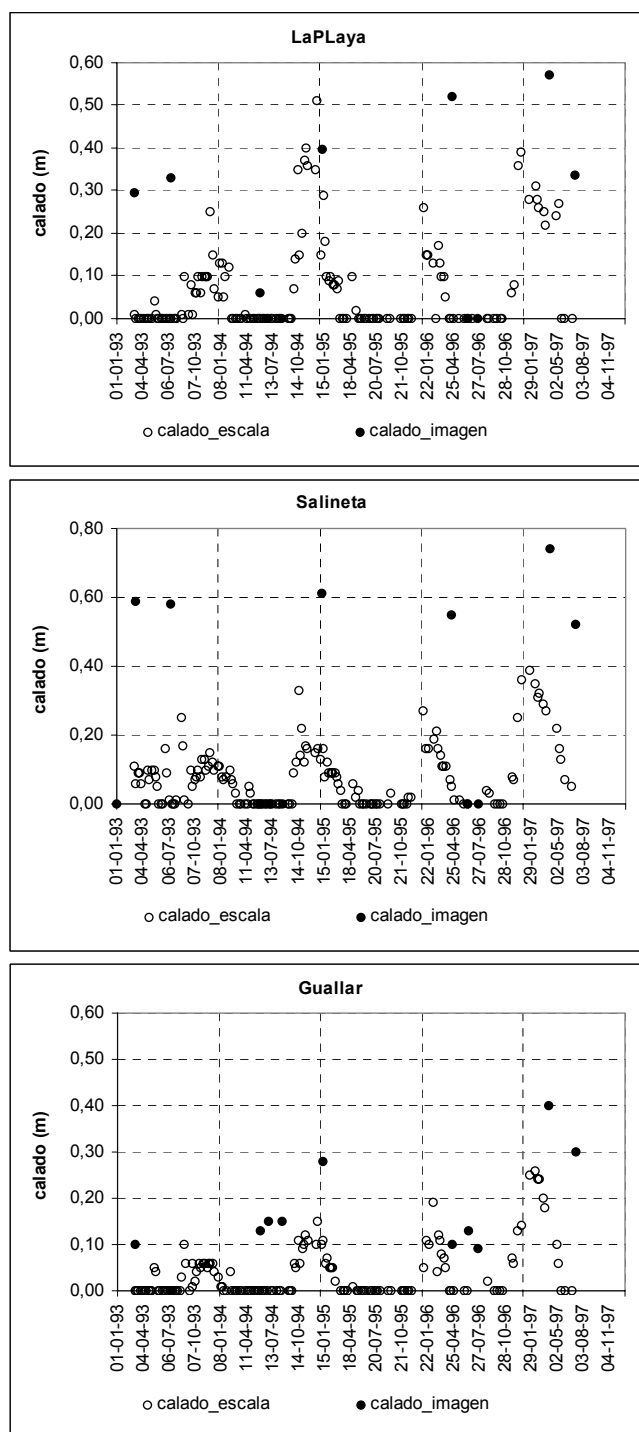


Figura 14. Calados de referencia: 184 medidos mediante escala y 11 obtenidos mediante teledetección.

3.2. Balance de agua

En este apartado se muestran los resultados obtenidos en cada una de las seis hipótesis descritas en el apartado de metodología. Para cada hipótesis se presentan:

- los caudales medios diarios para toda la plataforma desde enero de 1973 hasta diciembre de 2000. Estos caudales son representados desde 1993 hasta 1997 junto a los calados de referencia en La Playa, como ejemplo, para obtener una valoración cualitativa del balance en la plataforma,
- los calados de referencia (puntos) y calculados (líneas) para Salineta, La Playa y Guallar desde enero de 1993 hasta diciembre de 1997,
- los valores medios anuales de las componentes del balance: la evapotranspiración real, el caudal descargado a las saladas, la escorrentía superficial, la escorrentía subterránea, la recarga al acuífero y la recarga directa en caso de que la haya.
- en las tablas A.1 y A.2 se presentan los valores del error cuadrático medio y el coeficiente de determinación.

3.2.1. Primera hipótesis: MON_1 (sensibilidad a la reserva útil)

En esta hipótesis se ha hecho un primer análisis de sensibilidad a la reserva útil del suelo haciéndola variar entre 5 y 55 mm/día. No hay recarga directa. En la Tabla 5 se presentan los valores medios de los componentes del balance para cada reserva útil durante el periodo de aplicación del balance, desde enero de 1973 hasta diciembre de 2000. En la Figura 15 se muestra la evolución del caudal descargado a las saladas obtenido por BALAN y en la Figura 16 los caudales calculados y de referencia en las tres saladas, como resultado del balance en la laguna, para la hipótesis que considera la no existencia de evaporación capilar.

Tabla 5. Valores medios anuales de las principales componentes del balance en la ejecución MON_1 para el periodo 1973-2000.

Reserva útil	ETR	Caudal a las saladas	Escorrentía superficial	Escorrentía subterránea	Recarga al acuífero
mm	mm/año	mm/año	mm/año	mm/año	mm/año
5	173.3	188.3	10.9	177.4	179.3
15	236.5	126.0	11.1	114.9	115.7
25	259.8	102.8	11.4	91.4	91.7
35	276.5	86.1	11.2	74.9	74.9
45	289.3	73.3	11.1	62.2	62.1
55	299.2	63.3	11.0	52.3	52.1

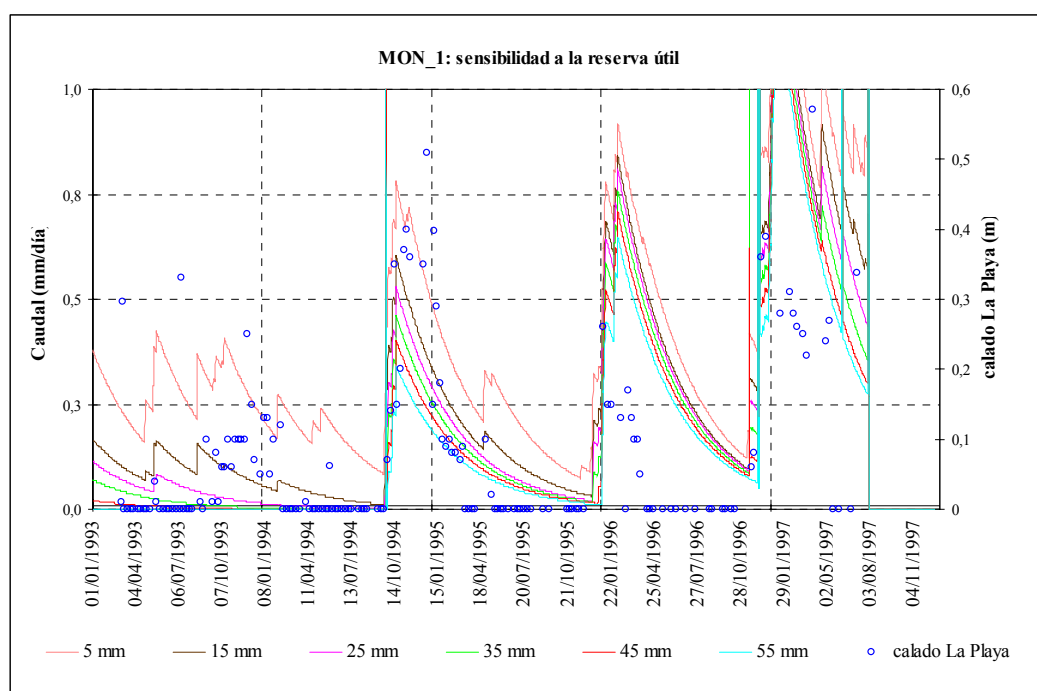


Figura 15. Las líneas representan los caudales diarios (mm/día) en la plataforma generados por BALAN con la hipótesis MON_1 para valores de la reserva útil entre 5 mm y 55 mm; los puntos son los 195 calados de referencia (m) en la salada de La Playa.

A partir del análisis de los resultados de la hipótesis de MON_1 se desprenden las siguientes consideraciones:

- El aumento de la reserva útil supone un incremento de la evapotranspiración real en el suelo y, por lo tanto, una disminución del caudal descargado a las lagunas y, especialmente, del caudal subterráneo. Este hecho se pone de manifiesto en el incremento de la ETR de 173 a 299 mm/año, en la disminución del caudal descargado a las lagunas de 188 a 63 mm/año, y en la disminución lógica de los calados calculados conforme aumenta la reserva útil.
- Los valores de caudales descargados a las saladas oscilan entre 188 y 63 mm/año, valores excesivamente elevados para la zona endorreica. Este hecho se pone claramente de manifiesto en que los calados calculados son notablemente más elevados que los de referencia, indicando la necesidad de aumentar la reserva útil en una siguiente hipótesis.
- Los valores de escorrentía superficial son del orden del 3 % de la precipitación media anual (366 mm/año), y se consideran excesivamente elevados.
- Durante los años 1993 y 1994 no se producen descargas importantes a las saladas procedentes de la cuenca vertiente asociada a ellas, mientras que sí hay agua en las saladas procedente fundamentalmente de la precipitación directa sobre las mismas. Para valores de reserva útil mayores de 45 mm se pierden los calados en estos años.
- En los años 1995, 1996 y 1997, las descargas superficial y subterránea procedentes de la cuenca vertiente suponen calados notablemente más altos que los de referencia. De hecho, en estos tres años las saladas llegan a secarse en época estival, sin embargo los calados calculados indican que no se produce este secado. Este hecho indica que la descarga a las saladas calculada por BALAN es excesiva. También puede plantearse que el mecanismo de evaporación es demasiado reducido.
- El coeficiente de agotamiento del acuífero en esta ejecución es 0.0077 d^{-1} , que supone un valor de τ o tiempo medio de vaciado de 90 días. Se desconoce el efecto de variación de este coeficiente en los calados calculados en la laguna, por ello se hará más adelante un análisis de sensibilidad a este coeficiente.
- El exceso de caudales es menos llamativo en la salada de Salineta, debido al menor tamaño de su cuenca vertiente y a las características geométricas propias de la salada. Su desviación aumenta en Guallar y se obtienen los peores valores en La Playa.
- La correlación entre calados calculados y de referencia presenta valores muy bajos, y el error cuadrático medio (RMSE) disminuye conforme aumenta la reserva útil en La Playa (con RMSE = 0.40 m a 55 mm de reserva útil) y Guallar (con RMSE = 0.19 m a

55 mm de reserva útil). En Salineta el RMSE se estabiliza en 0.21 m con reserva útil de 35, 45 y 55 mm.

Como resultado final de esta ejecución se adopta una reserva útil de 55 mm y se procede a un análisis de la sensibilidad al coeficiente de agotamiento del acuífero.

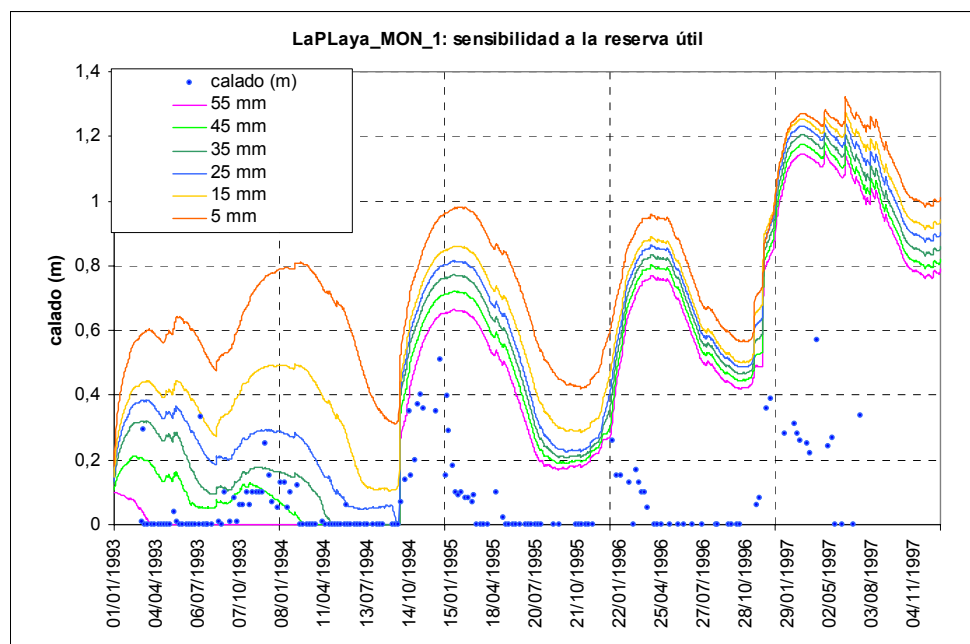


Figura 16. Las líneas representan los calados diarios en La Playa, Salineta y Guallar calculados a partir del balance en la salada y generados con la hipótesis MON_1 para valores de la reserva útil entre 5 mm y 55 mm; los puntos son los 195 calados de referencia en esas saladas.

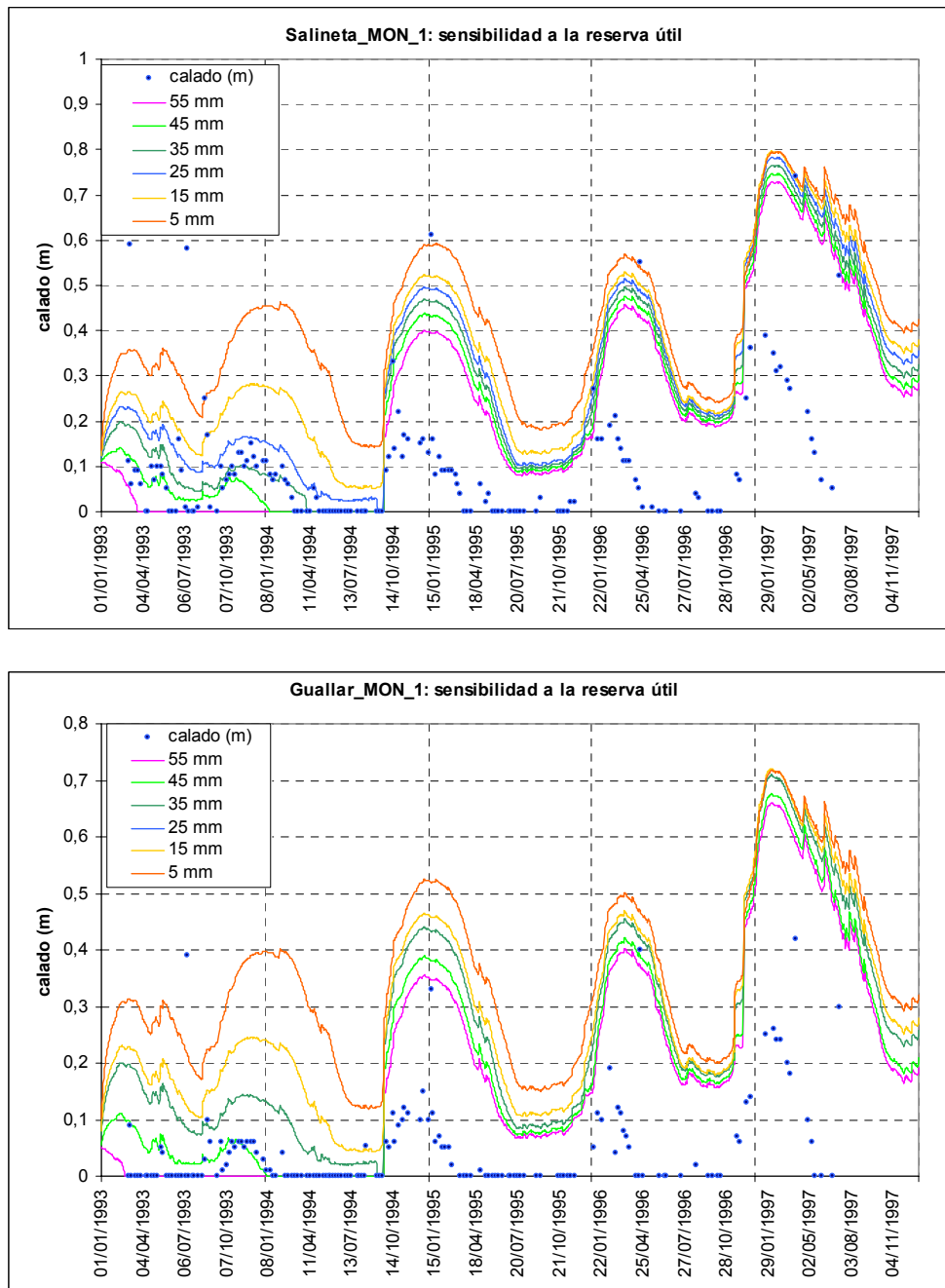


Figura 16 (cont.). Las líneas representan los calados diarios en La Playa, Salineta y Guallar calculados a partir del balance en la salada y generados con la hipótesis MON_1 para valores de la reserva útil entre 5 mm y 55 mm; los puntos son los 195 calados de referencia en esas saladas.

3.2.2. Segunda hipótesis: MON_2 (sensibilidad al agotamiento del acuífero).

En esta segunda hipótesis se analiza la sensibilidad al agotamiento del acuífero haciendo variar el coeficiente de agotamiento α entre 0.0077 d^{-1} y 0.2 d^{-1} . Este coeficiente permite ajustar la rapidez de vaciado del acuífero. Se ha aumentado su valor para reducir la magnitud de los calados calculados. Se ha fijado la reserva útil en 55 mm y no hay recarga directa.

En la Tabla 6 se presentan los valores medios de los componentes del balance para cada coeficiente de agotamiento. En la Figura 17 se muestra la evolución del caudal descargado a las saladas y en la Figura 18 los caudales calculados y de referencia en las tres saladas para la hipótesis que considera la no existencia de evaporación capilar.

Tabla 6. Valores medios anuales de las principales componentes del balance en la ejecución MON_2 para el periodo 1973-2000.

τ	α	ETR	Caudal a las saladas	Escorrentía superficial	Escorrentía subterránea	Recarga al acuífero
días	d^{-1}	mm/año	mm/año	mm/año	mm/año	mm/año
4	0.2	299.2	63.3	11.0	52.3	52.1
7	0.1	299.2	63.3	11.0	52.3	52.1
14	0.05	299.2	63.3	11.0	52.3	52.1
21	0.033	299.2	63.3	11.0	52.3	52.1
35	0.02	299.2	63.3	11.0	52.3	52.1
52	0.0133	299.2	63.3	11.0	52.3	52.1
69	0.01	299.21	63.3	10.97	52.03	52.08
90	0.0077	299.21	63.3	10.97	52.03	52.08

τ : Tiempo de descarga de la mitad del acuífero $\ln 2/\alpha$

A partir del análisis de los resultados de la hipótesis de MON_2 se desprenden las siguientes consideraciones:

- El coeficiente de agotamiento del acuífero no afecta a los valores del balance en el suelo, únicamente afecta al ritmo de la descarga subterránea y, por tanto, al caudal descargado a las lagunas.

- El caudal descargado a las saladas es de 63 mm/año durante el periodo de aplicación del balance, y la evapotranspiración real presenta un valor de 300 mm/año. En esta ejecución las escorrentías superficial y subterránea se mantienen en 11 y 52 mm/año respectivamente.

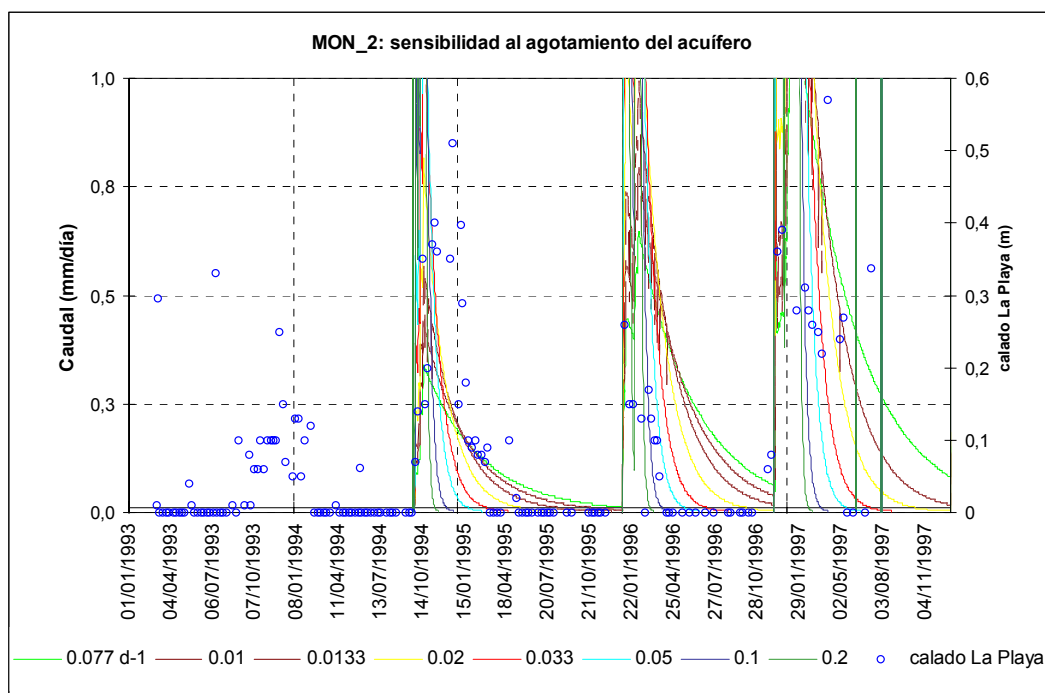


Figura 17. Las líneas representan los caudales diarios (mm/día) en la plataforma generados por BALAN con la hipótesis MON_2 para valores del coeficiente de agotamiento α entre 0.0077 d^{-1} y 0.2 d^{-1} ; los puntos son los 195 calados de referencia (m) en la salada de La Playa.

- Durante los años 1993 y 1994 no se producen descargas importantes a las saladas procedentes de su cuenca vertiente. Con el valor de reserva útil empleado en esta ejecución no se reproducen calados durante estos años.
- En los años 1995, 1996 y 1997, las descargas superficial y subterránea procedentes de la cuenca vertiente suponen calados notablemente más altos que los de referencia. Sin embargo, a diferencia de la hipótesis anterior, los calados calculados comienzan a reproducir el secado de las saladas durante la época estival, especialmente para valores altos de α . Este hecho indica que la descarga a las saladas calculada por BALAN es más acorde con las medidas de campo, aunque habría que recuperar los calados de los primeros años.

- Cuanto mayor es el coeficiente de agotamiento, más rápida es la descarga. Cuando la descarga es lenta, $\tau = 90$ días para α igual a 0.0077 d^{-1} , no se recogen los periodos de ausencia de agua y cuando la descarga es muy rápida, $\tau = 4$ días para α igual a 0.2 d^{-1} , los valores del calado calculado se hacen mucho mayores que los de referencia (Figura 18), por lo que es preciso ajustar otros parámetros.
- El mejor resultado se tiene para un valor de α igual a 0.033 d^{-1} , pues descende de manera general la magnitud de los calados calculados, aunque no se recojan los calados de referencia en el primer año. Sin embargo, los calados máximos calculados para La Playa, Salineta y Guallar son de 1.4 m, 0,85 m y 0,80 m respectivamente frente a los de referencia, que son 0.57 m, 0.74 m y 0.42 m.
- Los calados calculados se han aproximado a los calados de referencia siendo mejor su correlación en el caso de la descarga más rápida ($\alpha = 0.2 \text{ d}^{-1}$), con un coeficiente de determinación (r^2) igual a 0.33, 0.31 y 0.39 para La Playa, Salineta y Guallar respectivamente.
- El error cuadrático medio aumenta conforme mayor es α . La Playa mantiene la máxima diferencia entre calados calculados y de referencia, con un RMSE entre 0.41 m y 0.48 m. Salineta y Guallar presentan un RMSE similar, entre 0.21 m y 0.24 m y entre 0.19 m y 0.24 m respectivamente.
- Con esta ejecución, los calados calculados se acercan más a los de referencia sobre todo durante los episodios de vaciado de las saladas. Teniendo en cuenta que estudios previos han establecido razonable el valor de τ igual a 30 días como un tiempo medio de descarga en la zona, como resultado final de esta ejecución se adopta un coeficiente de agotamiento del acuífero de 0.033 d^{-1} , y se procede a un segundo análisis de sensibilidad a la reserva útil del acuífero.

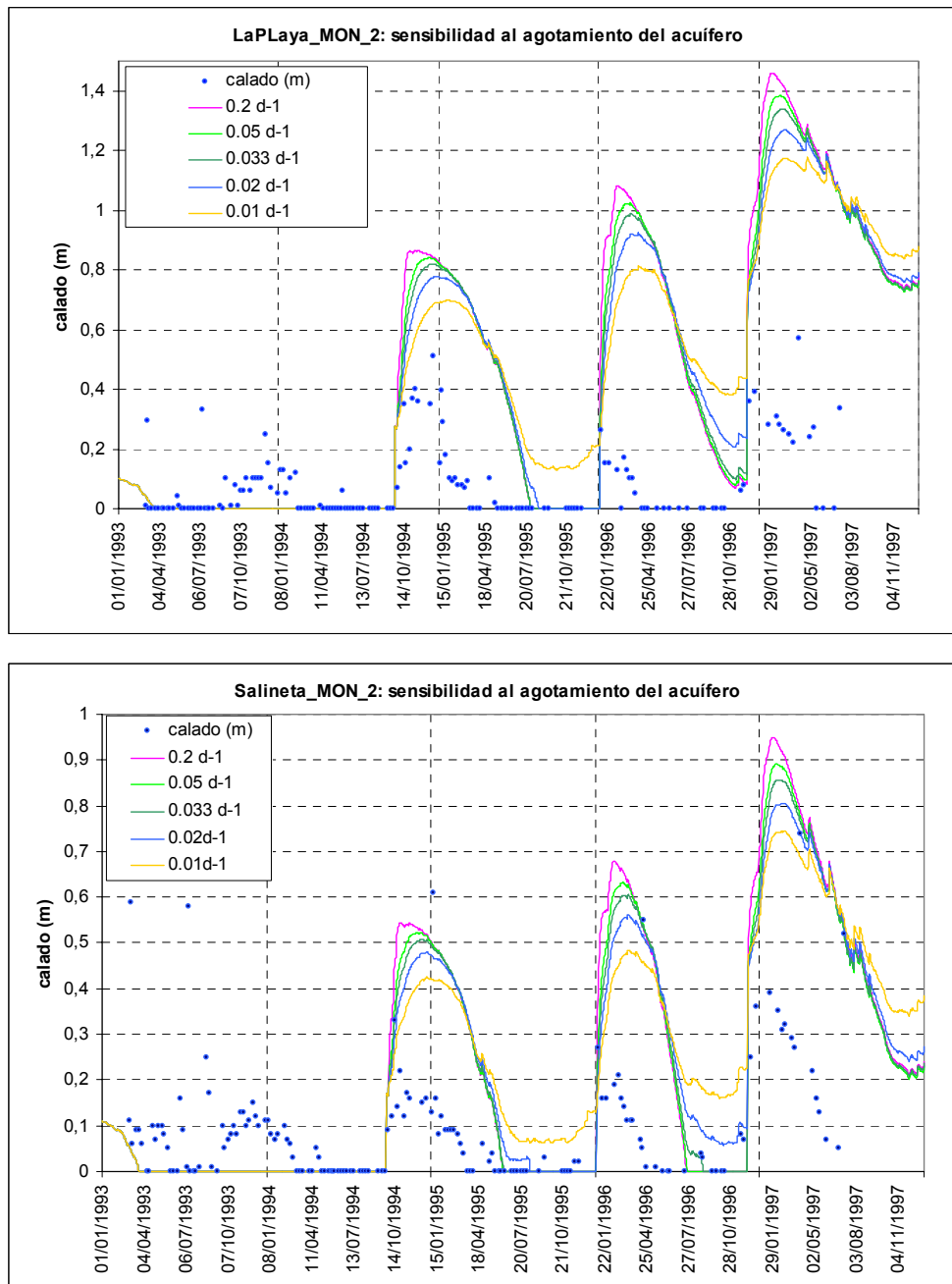


Figura 18. Las líneas representan los calados diarios en La Playa, Salineta y Guallar calculados a partir del balance en la salada y generados con la hipótesis MON_2 para valores del coeficiente de agotamiento α entre 0.0077 d^{-1} y 0.2 d^{-1} ; los puntos son los 195 calados de referencia en esas saladas.

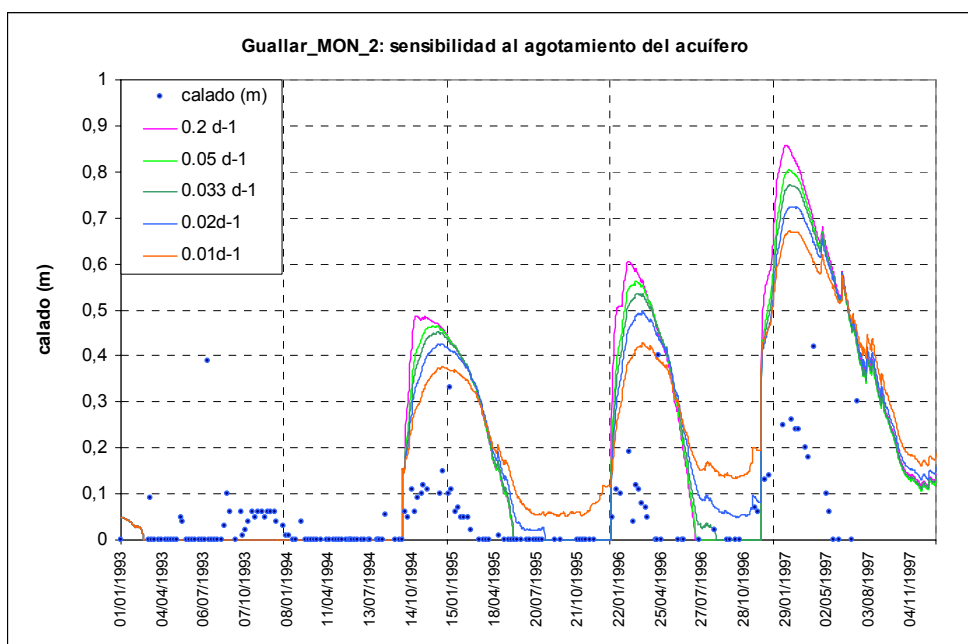


Figura 18 (cont). Las líneas representan los calados diarios en La Playa, Salineta y Guallar calculados a partir del balance en la salada y generados con la hipótesis MON_2 para valores del coeficiente de agotamiento α entre 0.0077 d^{-1} y 0.2 d^{-1} ; los puntos son los 195 calados de referencia en esas saladas.

3.2.3. Tercera hipótesis: MON_3 (sensibilidad a la reserva útil).

En esta tercera hipótesis se ha realizado un segundo análisis de sensibilidad a la reserva útil del suelo haciéndola variar entre 55 y 105 mm/día para reducir el volumen de descarga a las saladas. No hay recarga directa. Se ha fijado el valor del coeficiente de agotamiento α en 0.033 d^{-1} . En la Tabla 7 se presentan los valores medios de las componentes del balance para cada reserva útil desde 1973 hasta 2000. En la Figura 19 se muestra la evolución del caudal descargado a las saladas y en la Figura 20 los caudales calculados y de referencia en las tres saladas para la hipótesis que considera la no existencia de evaporación capilar.

Tabla 7. Valores medios anuales de los principales componentes del balance en la ejecución MON_3 para el periodo 1973-2000.

Reserva útil	ETR	Caudal a las saladas	Escorrentía superficial	Escorrentía subterránea	Recarga al acuífero
mm	mm/año	mm/año	mm/año	mm/año	mm/año
55	299.2	63.3	11.0	52.3	52.1
65	307.3	55.1	10.9	44.2	44.0
75	314.0	48.2	10.8	37.4	37.1
85	320.1	41.9	10.7	31.2	30.9
95	325.7	36.2	10.6	25.6	25.3
105	330.3	31.4	10.5	20.5	20.7

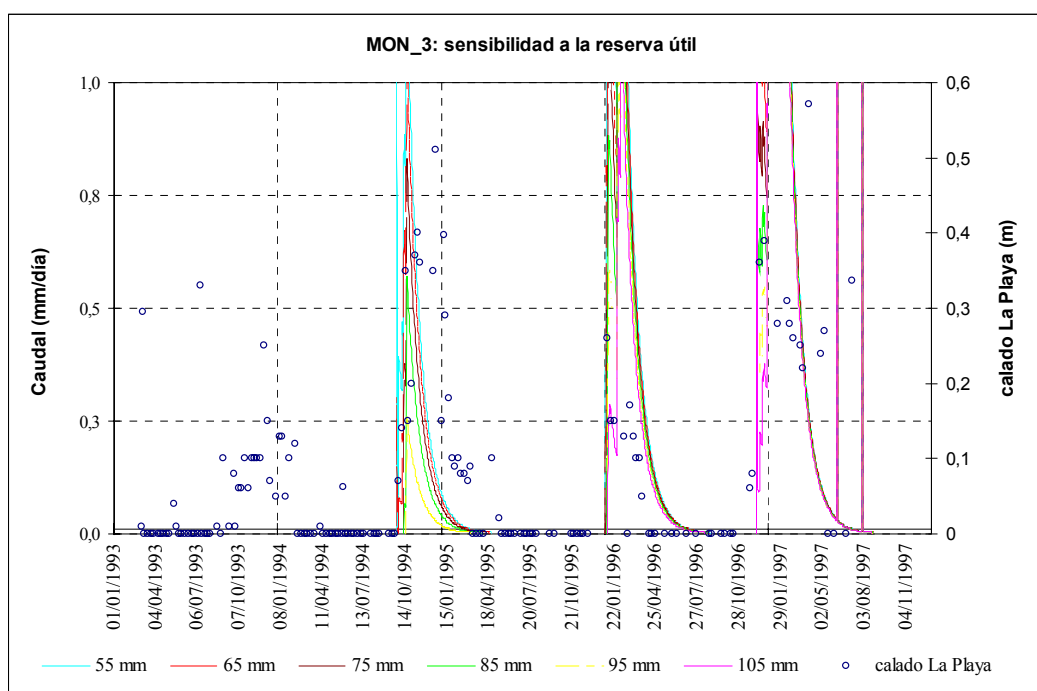


Figura 19. Las líneas representan los caudales diarios (mm/día) en la plataforma generados por BALAN con la hipótesis MON_3 para valores de la reserva útil entre 55 mm y 105 mm; los puntos son los 195 calados de referencia (m) en la salada de La Playa.

A partir del análisis de los resultados de la hipótesis de MON_3 se desprenden las siguientes consideraciones:

- Conforme aumenta la reserva útil, se incrementa la evapotranspiración real en el suelo, aunque menos que en la primera ejecución, con valores de 300 a 330 mm/año. Esto hace disminuir el caudal descargado a las saladas más del 50 %, debido sobre todo al descenso de la escorrentía subterránea.
- Los caudales descargados a las saladas oscilan entre 63 y 31 mm/año, aún muy por encima de 20 mm/año, que es un valor medio considerado como razonable para la zona endorreica. Este exceso de agua genera unos calados excesivos sobre todo en los últimos años. Este hecho indica la necesidad de disminuir los caudales descargados a las saladas mediante el tanteo de otros componentes del balance en una siguiente hipótesis.
- Los valores de escorrentía superficial continúan siendo excesivamente elevados, del orden del 1 % de la precipitación media anual (366 mm/año).
- Durante los años 1993 y 1994 continúa sin producirse una descarga importante a las saladas procedente de la cuenca vertiente asociada a ellas.
- La descarga superficial y subterránea procedente de la cuenca vertiente genera calados superiores a los de referencia, sobre todo en los años 1996 y 1997. De hecho, aunque los valores máximos de los calados estimados han disminuido a 1.31 m, 0.81 m y 0.73 m para La Playa, Salineta y Guallar respectivamente, estos valores aún duplican los calados de referencia en el caso de La Playa mientras que el exceso de caudales es menos llamativo en Salineta. La mayor diferencia entre calados calculados y de referencia se justifica por las abundantes lluvias del año 1996-1997, el más húmedo de los estudiados.
- La mejor correlación entre calados calculados y de referencia se obtiene con valores intermedios de reserva útil en el caso de Salineta y Guallar, y con valores mínimos en el caso de La Playa. Así, r^2 es igual a 0.38 en las primeras saladas y 0.29 en la tercera valores inferiores a los obtenidos en la hipótesis anterior excepto en el caso de Salineta.
- El error cuadrático medio disminuye al incrementar la reserva útil. Esta disminución es más notable en La Playa, con un valor de RMSE igual a 0.33 m con una reserva útil de 105 mm. En Salineta y Guallar el RMSE desciende ligeramente a 0.18 m y 0.15 m respectivamente.
- Con esta ejecución se han reproducido por primera vez los periodos de secado de las saladas, pues con todos los valores de reserva útil tanteados los calados calculados indican que en los tres últimos años las saladas llegan a secarse en época estival. Este hecho indica que la descarga a las saladas calculada por BALAN es más acorde con los

datos de campo, aunque habrá que tantear otros componentes del balance para reproducir los calados de los dos primeros años, donde se ha disminuido excesivamente la entrada de agua.

- Como resultado final de esta ejecución se adopta una reserva útil de 105 mm, que presenta menos diferencias entre calados calculados y de referencia, y se procede a un análisis de sensibilidad a la recarga directa del acuífero.

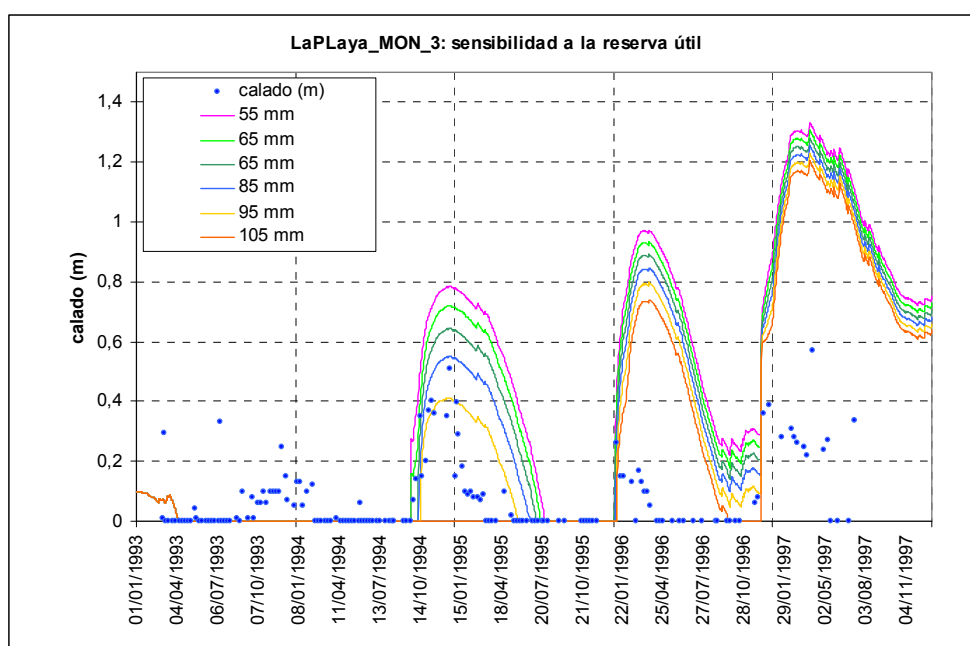


Figura 20. Las líneas representan los calados diarios en La Playa, Salineta y Guallar calculados a partir del balance en la salada y generados con la hipótesis MON_3 para valores de la reserva útil entre 55 mm y 105 mm; los puntos son los 195 calados de referencia en esas saladas.

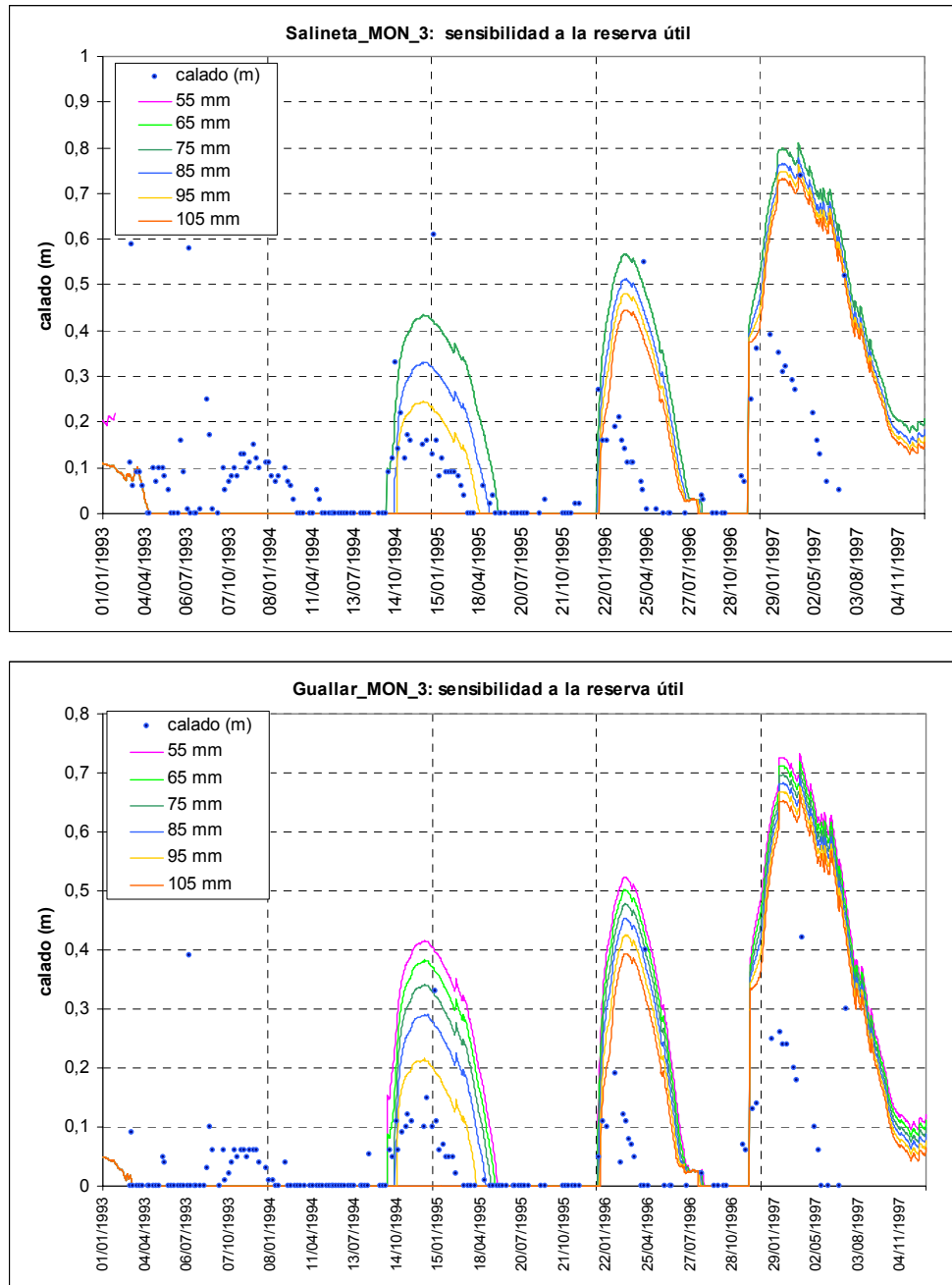


Figura 20 (cont). Las líneas representan los calados diarios en La Playa, Salineta y Guallar calculados a partir del balance en la salada y generados con la hipótesis MON_3 para valores de la reserva útil entre 55 mm y 105 mm; los puntos son los 195 calados de referencia en esas saladas.

3.2.4. Cuarta hipótesis: MON_4 (sensibilidad a la recarga directa del acuífero).

En esta hipótesis se analiza la sensibilidad a la recarga directa del acuífero, mecanismo que utiliza una infiltración rápida a través de fisuras. Se ha considerado que con un valor de reserva útil de 105 mm, el mecanismo de recarga directa es activo cuando el contenido de humedad del suelo es menor que el 75 % de la reserva útil. Este valor máximo está determinado por el valor del coeficiente FRD igual a 0.75. En esta hipótesis se ha variado el coeficiente CKRD entre 0 y 0.25. En la Tabla 8 se presentan los valores medios de las componentes del balance para cada valor del coeficiente CKRD. En la Figura 21 se muestra la evolución del caudal descargado a las saladas y en la Figura 22, los caudales calculados y de referencia en las tres saladas para la hipótesis que considera la no existencia de evaporación capilar.

Tabla 8. Valores medios anuales de los principales componentes del balance en la ejecución MON_4 para el periodo 1973-2000.

CKRD	ETR	Caudal a las saladas	Escorrentía superficial	Escorrentía subterránea	Recarga al acuífero	Recarga directa
m	mm/año	mm/año	mm/año	mm/año	mm/año	mm/año
0	330.3	31.4	10.5	20.9	20.7	0.0
0.05	326.6	35.1	9.5	25.6	25.4	5.6
0.1	322.5	39.2	8.6	30.6	30.4	11.4
0.15	318.1	43.7	7.7	36.0	35.8	17.6
0.2	313.3	48.6	6.8	41.8	41.5	24.0
0.25	308.2	53.7	5.9	47.8	47.6	30.8

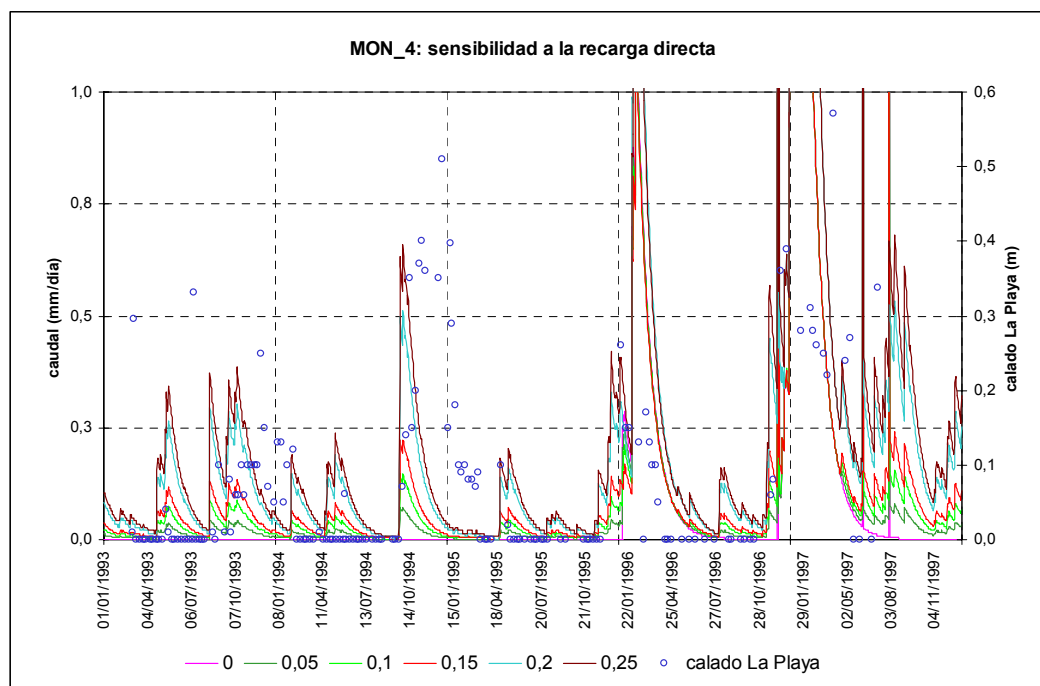


Figura 21. Las líneas representan los caudales diarios (mm/día) en la plataforma generados por BALAN con la hipótesis MON_4 para valores de CKRD entre 0 y 0.25; los puntos son los 195 calados de referencia (m) en la salada de La Playa.

A partir del análisis de los resultados de la hipótesis de MON_4 se desprenden las siguientes consideraciones:

- La introducción de recarga directa en el balance de las saladas supone un importante cambio en la repercusión de los caudales producidos por BALAN. Este hecho se manifiesta en que los aportes de agua procedentes de las cuencas vertientes llegan a las saladas durante los primeros años del balance y producen calados, reproduciendo un mayor número de eventos de llenado y vaciado durante el periodo estudiado.
- El valor de la recarga directa ha aumentado desde cero (no hay recarga directa) hasta 31 mm/a mediante un incremento paulatino del coeficiente CKRD desde 0 hasta 0.25.
- El incremento de la recarga directa produce una disminución de la evapotranspiración real en el suelo y, por lo tanto, un aumento del caudal descargado a las saladas. Este hecho se pone de manifiesto en la disminución de la ETR de 330 a 308 mm/año, y en el incremento del caudal descargado a las saladas. Éste tiene un valor de 31 mm/año cuando no hay recarga directa y 54 mm/año con la máxima recarga considerada.

- Al aumentar la recarga, la aportación de la escorrentía superficial disminuye de 11 a 6 mm/año, mientras que la escorrentía subterránea aumenta de 21 a 48 mm/año.
- Durante todos los años estudiados, las descargas superficial y subterránea procedentes de la cuenca vertiente suponen calados más acordes con los de referencia. La entrada de agua en las saladas en los años 1994 y 1995 y el incremento general de episodios de descarga a las saladas no supone un aumento de la descarga en los últimos años. Este hecho se refleja en que los calados máximos han disminuido en las tres saladas.
- El incremento de recarga directa produce un aumento de los calados calculados en los primeros años del balance. En los años 1996 y 1997, en los que las precipitaciones son más abundantes, los calados resultantes no se ven afectados por el incremento de la recarga debido a que el estado de humedad del suelo impide la entrada de agua por recarga directa.
- La descarga a las saladas calculada por BALAN es algo excesiva durante estos periodos, y por eso no llega a reproducirse el vaciado total de las saladas en verano, sugiriendo la necesidad de plantear la modificación de otros parámetros del suelo en una siguiente hipótesis.
- La correlación entre calados calculados y de referencia es similar al caso anterior y el error cuadrático medio aumenta ligeramente con el incremento de la recarga, presentando los valores más bajos cuando el coeficiente CKRD es igual a 0.05, que supone una recarga directa de 5.6 mm/año.
- Como resultado final de esta ejecución se adopta una recarga directa mínima, con un valor del coeficiente CKRD de 0.05 mm, que produce menos diferencias entre calados calculados y de referencia, y se procede a un análisis de sensibilidad a los coeficientes de infiltración.

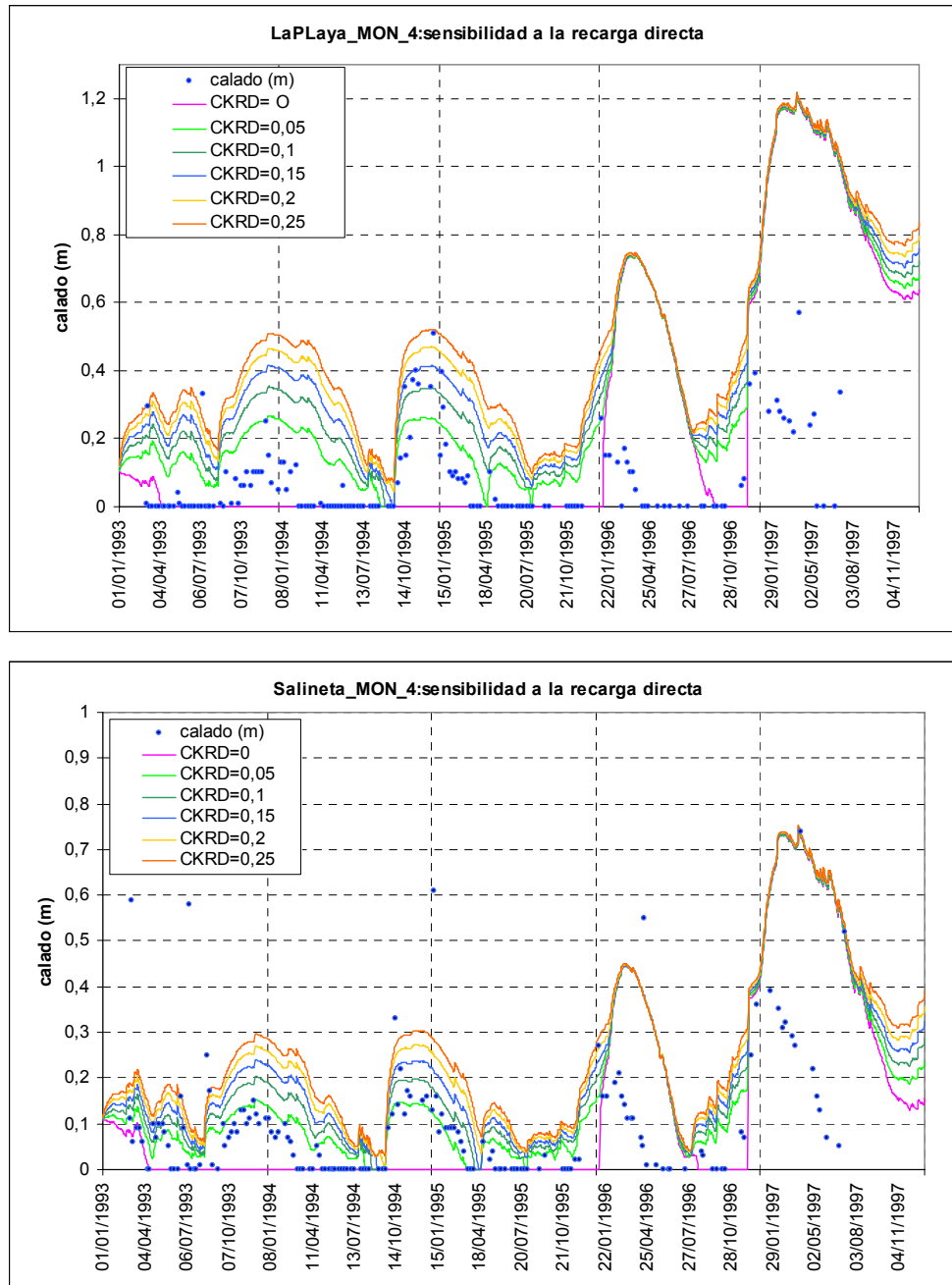


Figura 22. Las líneas representan los calados diarios en La Playa, Salineta y Guallar calculados a partir del balance en la salada y generados con la hipótesis MON_4 para valores de CKRD entre 0 y 0.25; los puntos son los 195 calados de referencia en esas saladas.

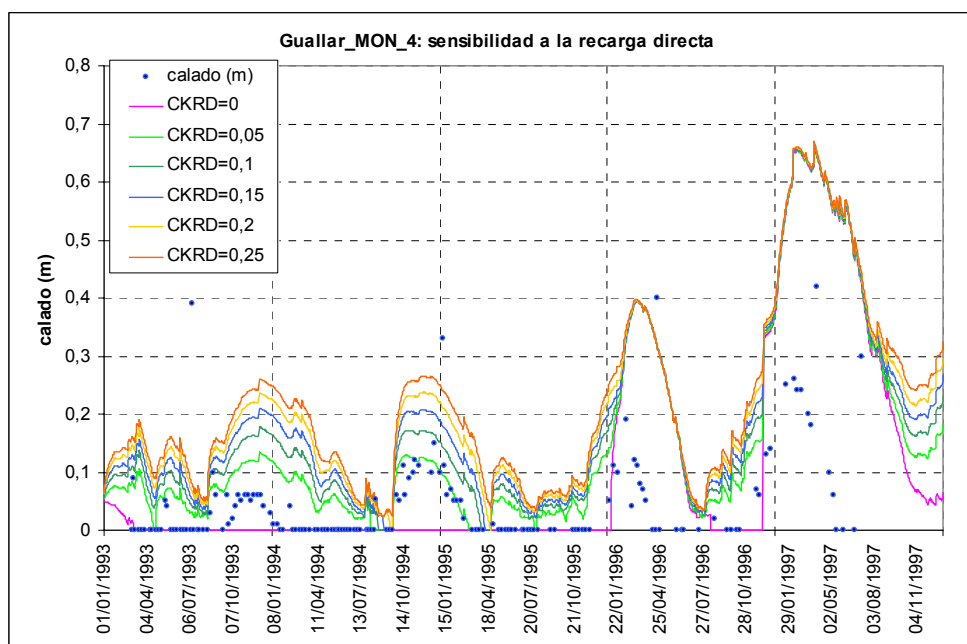


Figura 22 (cont). Las líneas representan los calados diarios en La Playa, Salineta y Guallar calculados a partir del balance en la salada y generados con la hipótesis MON_4 para valores de CKRD entre 0 y 0.25; los puntos son los 195 calados de referencia en esas saladas.

3.2.5. Quinta hipótesis: MON_5 (sensibilidad al coeficiente de infiltración).

En esta hipótesis se analiza la sensibilidad a los coeficientes de infiltración del acuífero, para ajustar el reparto de esorrentías superficial y subterránea de manera que disminuya la esorrentía superficial. Partiendo de los resultados de la hipótesis anterior, se ha tomando un valor del coeficiente CKRD de 0.05. Con esta hipótesis se pretende ajustar las estimaciones de los parámetros obtenidos en la hipótesis anterior dentro del intervalo de valores propuestos para la zona endorreica.

Se consideran razonables unos coeficientes de infiltración comprendidos entre 20 y 40 mm/día (García Vera, 1996). Con esta consideración se varía el coeficiente de infiltración CIM1 entre 30 y 55 mm/día, y se mantiene en 30 mm/día el valor del coeficiente de infiltración CIM0. En la Tabla 9 se presentan los valores medios de las componentes del balance para cada valor del coeficiente CIM1. En la Figura 23 se muestra la evolución del caudal descargado a las saladas y en la Figura 24, los caudales calculados y de referencia en las tres saladas para la hipótesis que considera la no existencia de evaporación capilar.

Tabla 9. Valores medios anuales de las principales componentes del balance en la ejecución MON_5 para el periodo 1973-2000.

CIM1	ETR	Caudal a las saladas	Escorrentía superficial	Escorrentía subterránea	Recarga al acuífero	Recarga directa
mm/día	mm/año	mm/año	mm/año	mm/año	mm/año	mm/año
30	325.1	36.6	10.0	26.6	26.4	5.7
35	326.8	34.9	7.9	27.0	26.8	5.6
40	328.1	33.7	6.3	27.4	27.1	5.6
45	329.0	32.7	5.0	27.7	27.4	5.5
50	329.9	31.8	3.9	28.6	27.6	5.5

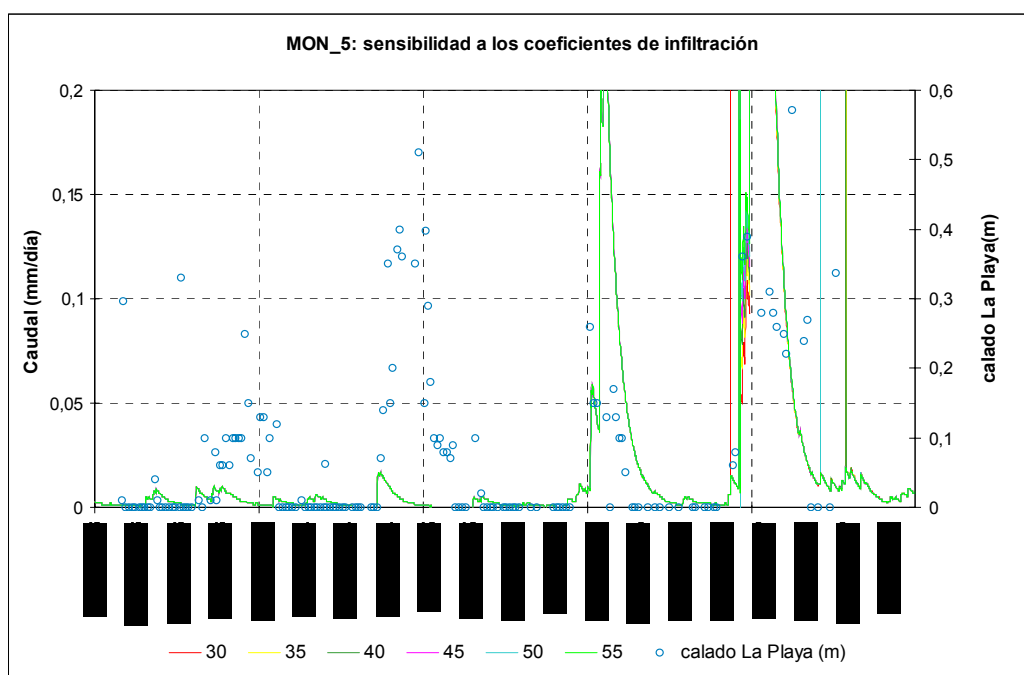


Figura 23. Las líneas representan los caudales diarios (mm/día) en la plataforma generados por BALAN con la hipótesis MON_5 para valores de CIM1 entre 30 y 55 mm/día; los puntos son los 195 calados de referencia (m) en la salada de La Playa.

A partir del análisis de los resultados de la hipótesis de MON_5 se desprenden las siguientes consideraciones:

- El coeficiente de infiltración CIM1 toma valores entre 30 y 55 mm/día produciendo con ello un progresivo incremento de la infiltración.

- El incremento de la infiltración produce un ligero aumento de la evapotranspiración real en el suelo y una disminución del caudal descargado a las saladas. Así, la ETR aumenta de 325 a 331 mm/año, y el caudal descargado a las saladas disminuye de 37 a 31 mm/año.
- Con el aumento de la infiltración la escorrentía superficial disminuye notablemente. Cuando la infiltración es máxima, CIM1 igual a 55 mm/día, la escorrentía superficial disminuye hasta 3.2 mm/año, que representa el 1 % de la lluvia (Tabla 9), valor considerado como razonable. La escorrentía subterránea se mantiene entre 26 y 27 mm/año.
- Se observa que la variación del coeficiente de infiltración no afecta significativamente a los calados.

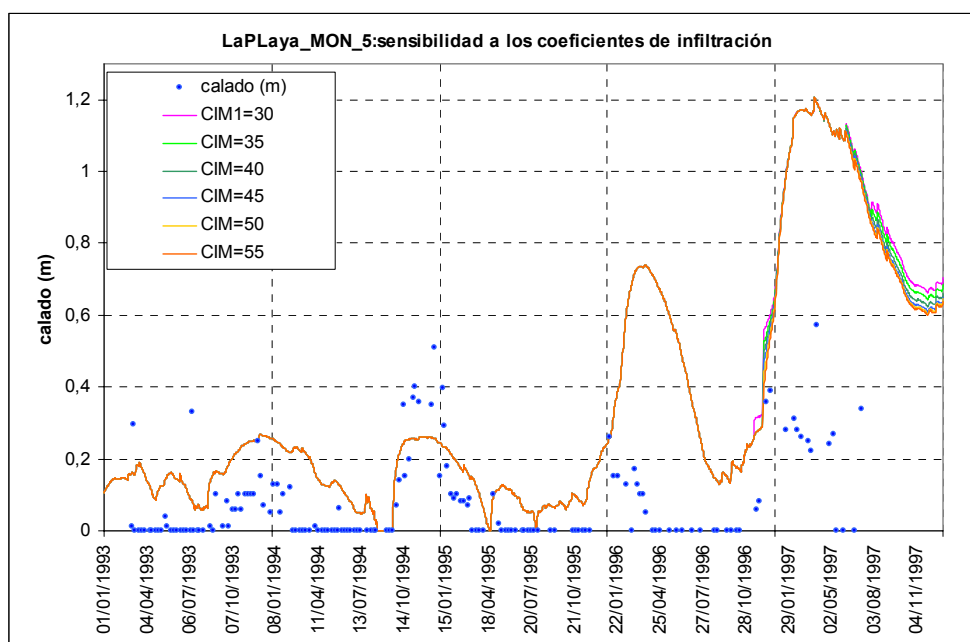


Figura 24. Las líneas representan los calados diarios en La Playa, Salineta y Guallar calculados a partir del balance en la salada y generados con la hipótesis MON_5 para valores de CIM1 entre 30 y 55 mm/día; los puntos son los 195 calados de referencia en esas saladas.

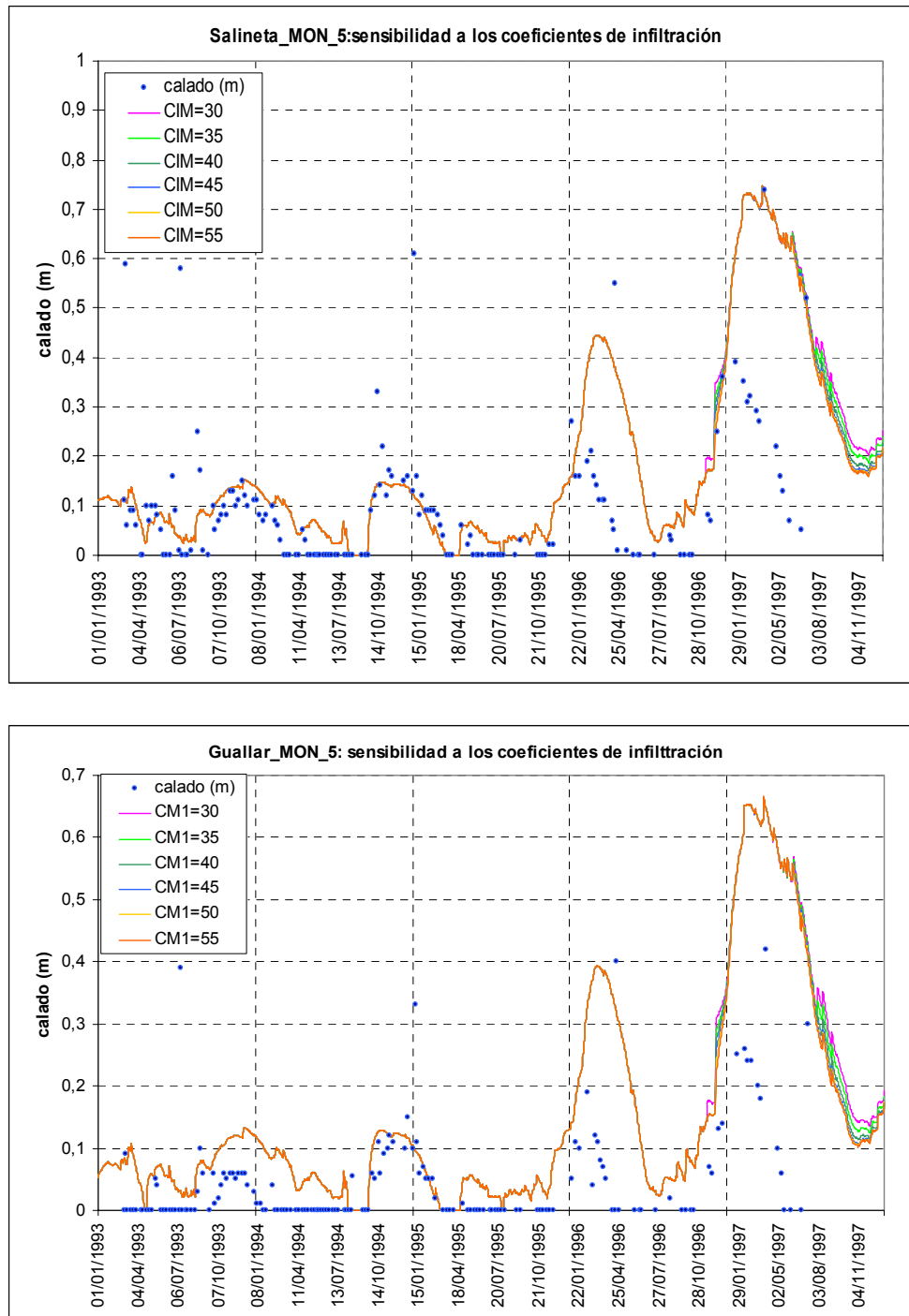


Figura 24 (cont). Las líneas representan los calados diarios en La Playa, Salineta y Guallar calculados a partir del balance en la salada y generados con la hipótesis MON_5 para valores de CIM1 entre 30 y 55 mm/día; los puntos son los 195 calados de referencia en esas saladas.

3.2.6. Sexta hipótesis: MON_6 (sensibilidad a la reserva útil).

En esta hipótesis se ha hecho un tercer análisis de sensibilidad a la reserva útil del suelo haciéndola variar entre 105 y 155 mm/día. El objetivo de esta última hipótesis es reducir el caudal descargado a las lagunas hasta un valor razonable de 20 mm/día. Para ello se han ajustado los coeficientes de escorrentía CIM1 a 30 mm/día y CIM0 a 55 mm/día. En la Tabla 10 se presentan los valores medios de las componentes del balance para cada reserva útil durante el periodo de aplicación del balance, desde enero de 1973 hasta diciembre de 2000. En la Figura 25 se muestra la evolución del caudal descargado a las saladas y en la Figura 26, los caudales calculados y de referencia en las tres saladas para la hipótesis de no existencia de evaporación capilar.

Tabla 10. Valores medios anuales de las principales componentes del balance en la ejecución MON_6 para el periodo 1973-2000.

Reserva útil	ETR	Caudal a las saladas	Escorrentía superficial	Escorrentía subterránea	Recarga al acuífero	Recarga directa
mm	mm/año	mm/año	mm/año	mm/año	mm/año	mm/año
105	330.5	31.1	3.2	27.9	27.7	5.5
115	333.6	27.9	3.1	24.8	24.5	5.6
125	336.3	25.1	3.0	22.1	21.8	5.8
135	338.8	22.4	3.0	19.4	19.2	5.9
145	341.1	20.0	2.9	17.1	16.9	6.0
155	342.8	18.2	2.9	15.3	15.1	6.2

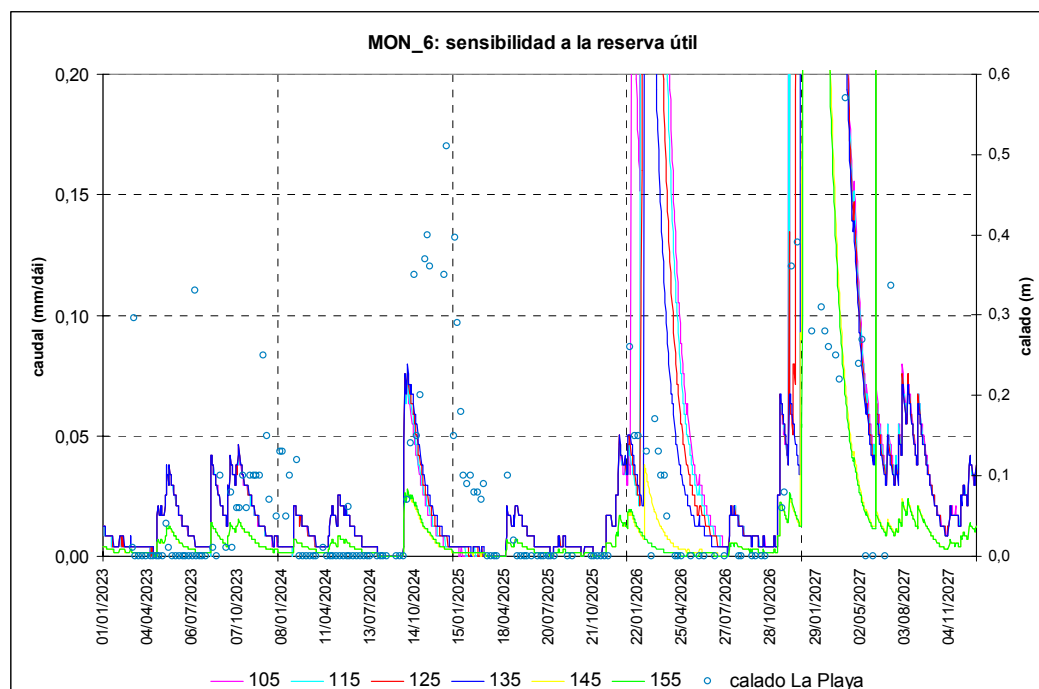


Figura 25. Las líneas representan los caudales diarios (mm/día) en la plataforma generados por BALAN con la hipótesis MON_6 para valores de la reserva útil entre 105 y 155 mm/día; los puntos son los 195 calados de referencia (m) en la salada de La Playa.

A partir del análisis de los resultados de la hipótesis de MON_6 se desprenden las siguientes consideraciones:

- El aumento de la reserva útil supone un nuevo incremento de la evapotranspiración real en el suelo y, por lo tanto, una disminución del caudal descargado a las lagunas y, especialmente, del caudal subterráneo. Esto se pone de manifiesto en el incremento de la ETR de 331 a 343 mm/año, en la disminución del caudal descargado a las lagunas de 31 a 18 mm/año, y en la disminución lógica de los calados calculados conforme aumenta la reserva útil.
- El caudal descargado a las saladas desde su cuenca vertiente presenta unos valores razonables para la zona endorreica y desciende notablemente debido al descenso de la escorrentía subterránea de 28 a 15 mm/año. La escorrentía superficial se ha mantenido con un valor medio de 3 mm/año, que supone el 1 % de la lluvia, siendo un valor razonable. La recarga directa también se mantiene casi constante con un valor de 6 mm/año.

- Con esta hipótesis se producen en todo el periodo descargas importantes a las saladas procedentes de la cuenca vertiente asociada a ellas y se reproduce el secado de la época estival. Esto indica que la descarga a las saladas calculada por BALAN es coherente con los datos de campo. Únicamente en los años 1996 y 1997, las descargas superficial y subterránea procedentes de la cuenca vertiente son notablemente más altos que el resto.
- El error cuadrático medio disminuye al aumentar la reserva útil. La Playa presenta los valores más altos, entre 0.33 y 0.24 m. Salineta varía entre 0.16 y 0.13 m y Guallar presenta valores similares, entre 0.15 y 0.12 m.
- La correlación entre calados calculados y de referencia aumenta con el incremento de la reserva útil, sobre todo en La Playa cuyo r^2 varía entre 0.33 y 0.24. Salineta y Guallar presentan valores de r^2 algo mayores y menos variables. Así, r^2 presenta un valor medio de 0.33 en Salineta y de 0.34 en Guallar.
- Considerando una reserva útil de 135 mm se obtiene una buena distribución de los valores de descarga a las lagunas y un reparto razonable entre la escorrentía superficial y subterránea y entre la recarga directa y diferida. La evapotranspiración resultante es igual a 339 mm/año, el caudal descargado a las saladas es igual a 22.4 mm/año, la escorrentía superficial es igual 2.9 mm/año y la recarga directa, 5.9 mm/año.
- Con este valor de reserva útil, el valor máximo del caudal calculado es igual a 1 m en La Playa, 0.68 m en Salineta y 0.60 m en Guallar. Mientras que los máximos de referencia son 0.57 m, 0.74 m y 0.42 m respectivamente. El RMSE es igual a 0.24 m, 0.13 m y 0.12 m, respectivamente.

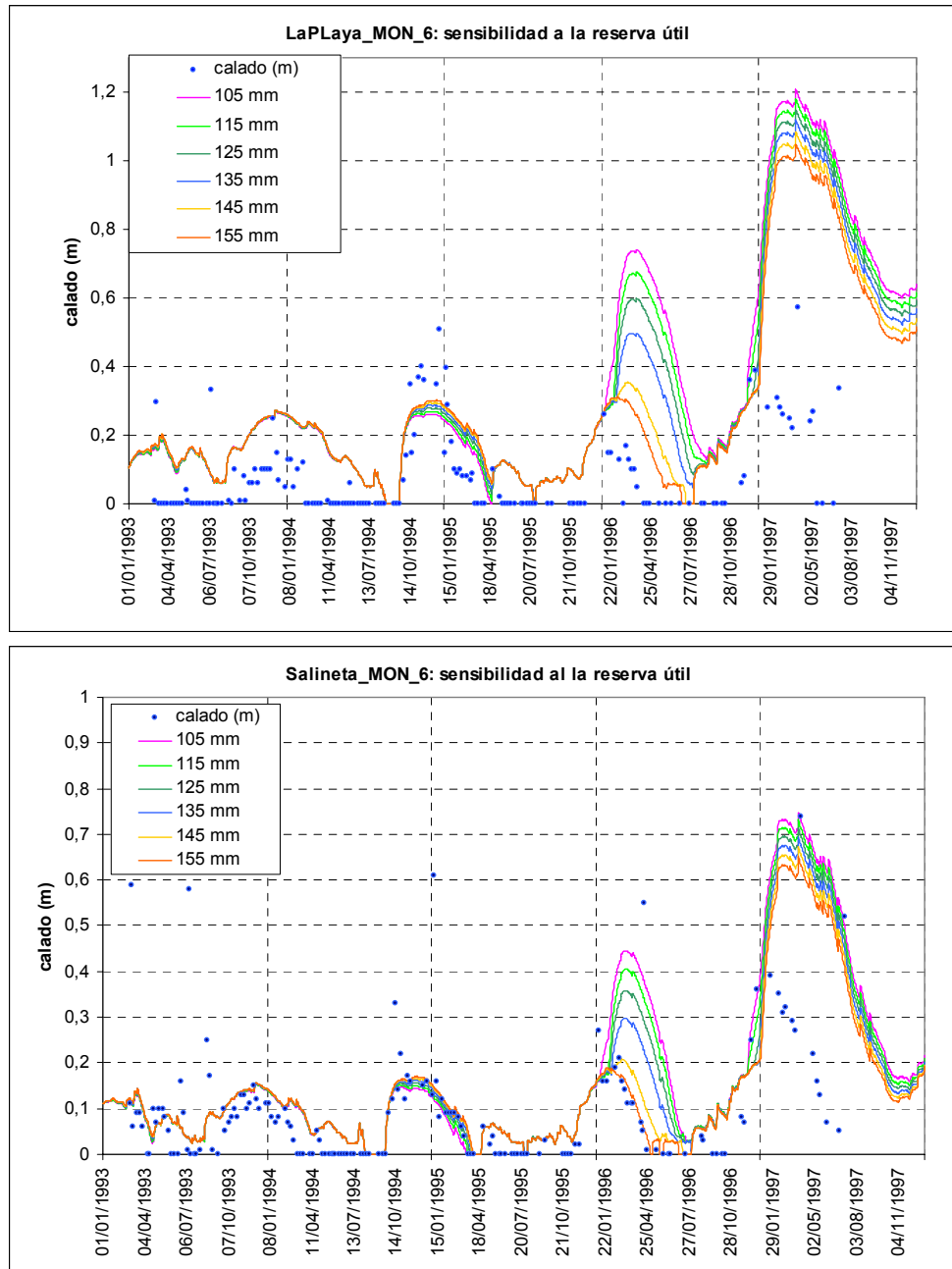


Figura 26. Las líneas representan los calados diarios en La Playa, Salineta y Guallar calculados a partir del balance en la salada y generados con la hipótesis MON_6 para valores de la reserva útil entre 105 y 155 mm/día; los puntos son los 195 calados de referencia en esas saladas.

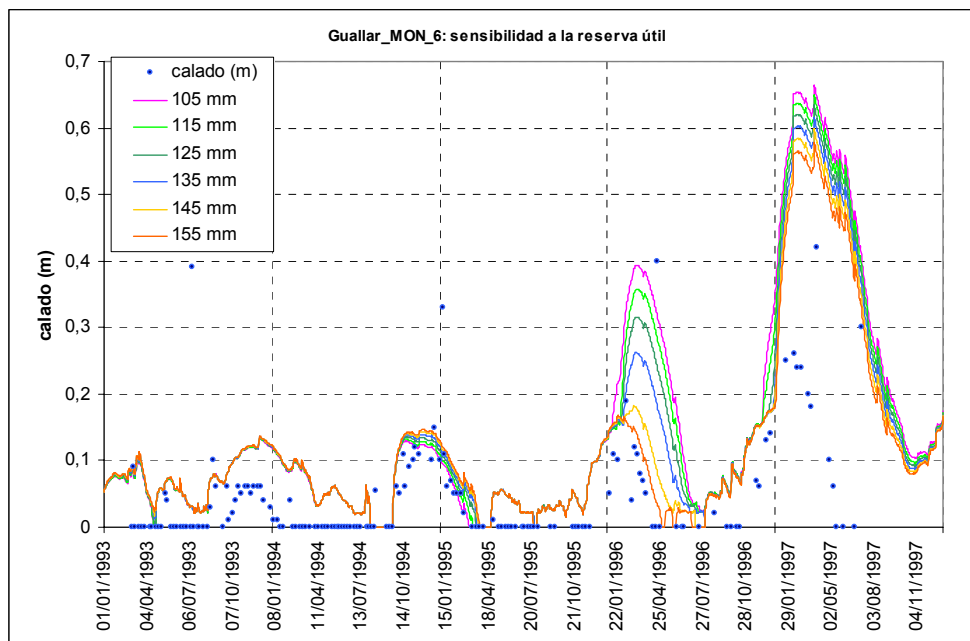


Figura 26 (cont). Las líneas representan los calados diarios en La Playa, Salineta y Guallar calculados a partir del balance en la salada y generados con la hipótesis MON_6 para valores de la reserva útil entre 105 y 155 mm/día; los puntos son los 195 calados de referencia en esas saladas.

3.2.7. Resumen del balance de agua en cada salada

De este apartado se han extraído los siguientes resultados:

- La relación calado – superficie – volumen utilizada en este trabajo ha permitido establecer una correspondencia entre los volúmenes de agua descargados en las saladas y el calado resultante.
- Los caudales de descarga a las saladas de Monegros obtenidos mediante el programa BALAN durante los 28 años completos, desde 1973 hasta 2000, han permitido calcular el balance de agua en tres saladas seleccionadas entre 1993 y 1997. Las sucesivas ejecuciones de dicho balance en cada salada han permitido ajustar los calados calculados a los calados de referencia, tomando como referencia durante las ejecuciones del balance las características del suelo de la plataforma obtenidos en estudios hidrogeológicos previos.
- Con la aplicación sucesiva de seis hipótesis de BALAN, el caudal de agua calculado para toda la plataforma ha disminuido gradualmente de forma importante, de 188 mm/año en

la primera ejecución a 22 mm/año en la última. Paralelamente la evapotranspiración real en el suelo se ha incrementado de 173 a 338 mm/año.

- Esta disminución del caudal descargado a las saladas procedente de su cuenca vertiente es debida básicamente a la disminución de la escorrentía subterránea, de 177 a 119 mm/año, mientras que la escorrentía superficial se mantiene casi constante en 11 mm/año excepto en las dos últimas ejecuciones, a partir del incremento de la capacidad de infiltración del suelo.
- El exceso de caudales se ha corregido a lo largo de las ejecuciones mediante el incremento de la reserva útil, desde 5 hasta 155 mm. Este mecanismo ha sido útil para disminuir el valor de los calados calculados pero se ha observado diferente resultado dependiendo de las lluvias registradas. Al incrementar la reserva útil, los calados calculados disminuyen claramente en los años más secos, mientras que en los años más lluviosos no disminuyen en la misma proporción.
- El incremento del coeficiente de agotamiento del acuífero mejora los calados calculados en la fase de secado de las saladas, obteniéndose un vaciado más rápido de las mismas.
- La recarga directa del acuífero mejora notablemente los resultados proporcionando las descargas de agua a las saladas en los años más secos. Tomando el valor de la recarga directa de 0.05 se evita que ésta repercuta en un excesivo incremento de calados calculados.
- El incremento de la infiltración apenas repercute en los calados calculados y mejora notablemente el reparto entre escorrentía subterránea y superficial.
- La disminución de la escorrentía generada en la plataforma produce una disminución de los calados calculados en las tres saladas estudiadas. El mejor ajuste entre calados calculados y de referencia se consigue con una reserva útil de 135 mm.
- Se considera que se ha llegado al mejor ajuste posible con la ejecución final MON_6. Los resultados medios del balance de agua en la plataforma para el periodo comprendido entre enero de 1973 hasta diciembre de 2000 se presentan en la Tabla 11. Los valores medios de las componentes del balance en cada salada se muestran en la Tabla 12. Los parámetros de esta ejecución final son los siguientes:

- a) Balance en 28 años desde 1973 hasta 2000.
- b) Balance de agua en las tres saladas seleccionadas entre 1993 y 1997.
- c) Área de cuenca vertiente de 20.52 km² para La Playa, de 0.275 km² para Salineta, y de 0.325 km² para Guallar.
- d) Evapotranspiración potencial calculada por Thornthwaite.
- e) Porosidad del 30 %, capacidad de campo del 24 %, punto de marchitez del 14 % y espesor del suelo de 1.35 m, lo que hace una reserva útil de 135 mm. La permeabilidad vertical del suelo es de 1000 mm/d.
- f) Opción de cálculo de la recarga directa a través de fisuras que permiten una rápida circulación de agua sin esperar a que el suelo se sature, con unos coeficientes FRD y CKRD de 0.75 y 0.05, respectivamente.
- g) Coeficientes de infiltración de 30 y 55 mm/d.
- h) Coeficiente de agotamiento del acuífero de 0.033 d⁻¹.

Tabla 11. Valores medios interanuales de las componentes del balance (mm/año) en la plataforma endorreica de Bujaraloz-Sástago en el periodo 1973 - 2000.

Componente del balance	mm/año
Precipitación	364
ETR	338.8
Caudal a las saladas	22.4
Caudal superficial	3.0
Caudal subterráneo	19.4
Recarga al acuífero	19.2
Recarga directa	5.9

Tabla 12. Valores medios interanuales de las componentes del balance ($\text{m}^3/\text{año}$) en las tres saladas estudiadas en el periodo 1993 - 1997.

Componentes del balance		$\text{m}^3/\text{año}$		
		La Playa	Salineta	Guallar
Entradas	Precipitación sobre la salada	636.889	8.535	10.087
	Escorrentía superficial + Escorrentía subterránea	426.126	7.132	8.846
Salida	Evaporación en lámina libre	1.010.000	15.556	18.804
Δ Volumen	$V_{\text{final}} - V_{\text{inicial}}$	55.722	111	128

- De los tres criterios de validación empleados, el análisis gráfico es el más útil para determinar el ajuste de los calados calculados y los de referencia en cada ejecución, pues permite comparar fácilmente la distribución de las dos series de datos. El coeficiente de determinación (r^2) y el error cuadrático medio (RMSE) han servido de criterios descriptivos y han permitido destacar las diferencias entre los resultados obtenidos en las tres saladas.
- El error cuadrático medio ha disminuido al restringir el caudal descargado a las saladas, y su valor final ha sido 0.24 m en La Playa, 0.13 m en Salineta y 0.12 m en Guallar. El coeficiente de determinación entre calados calculados y de referencia presenta valores bajos en las tres saladas y una escasa variación entre la primera y la última ejecución. Guallar tiene los valores más altos, con r^2 igual a 0.35; Salineta 0.32 y La Playa, 0.29.
- La coherencia de los resultados de cada hipótesis con los resultados obtenidos en estudios previos ha sido un criterio empleado en la elección de la ejecución más apropiada y en la fiabilidad de los resultados finales. Considerando una reserva útil de 135 mm se obtiene un caudal descargado a las saladas de 20 mm/año y un valor de la escorrentía superficial del 1 %. Los calados así calculados en La Playa, Salineta y Guallar se muestran junto a los calados de referencia en la Figura 27. Dichos calados presentan un valor de r^2 igual a 0.26 en La Playa, 0.33 en Salineta y 0.36 en Guallar. El error medio cuadrático es igual a 0.28 m en La Playa, 0.14 m en Salineta y 0.13 m en Guallar.
- Con este balance, se ha avanzado en el estudio de la relación entre los calados de las saladas de Monegros y las variables meteorológicas explorada en estudios previos (Castañeda, 2002), pues se han tenido en cuenta las descargas de agua producidas en la plataforma e introducidas por BALAN. Un mejor ajuste a los datos de referencia debe de basarse en

una mayor precisión de los datos de partida empleados como son los parámetros del suelo de la plataforma, la topografía de los fondos de las saladas y la precipitación.

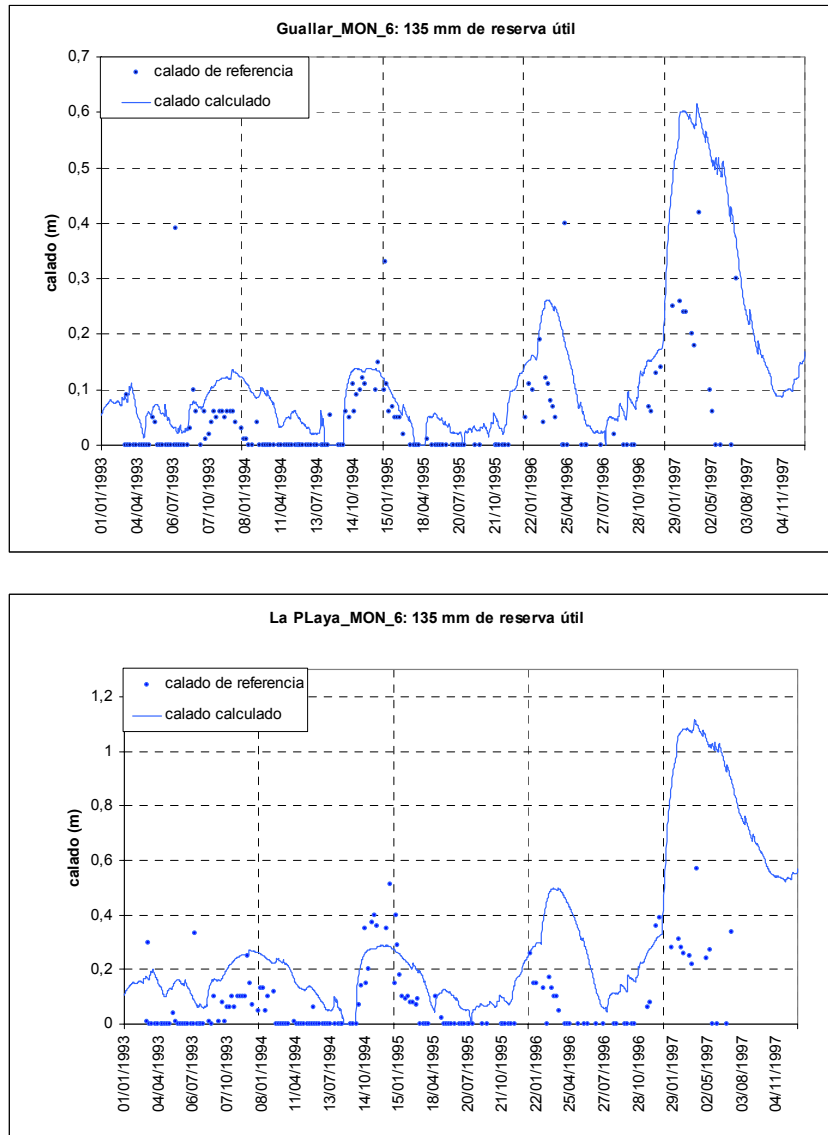


Figura 27. La línea representa el calado diario en La Playa, Salineta y Guallar calculados a partir del balance en la salada y generados con la hipótesis MON_6 para 135 mm de reserva útil y sin evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esas saladas.

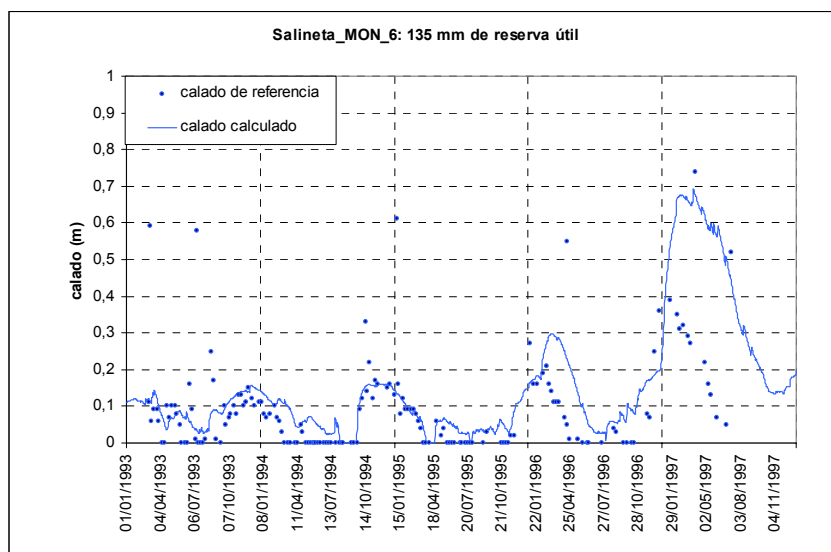


Figura 27 (cont.). La línea representa el calado diario en La Playa, Salineta y Guallar calculados a partir del balance en la salada y generados con la hipótesis MON_6 para 135 mm de reserva útil y sin evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esas saladas.

3.3. Incremento de la evaporación

En el balance de agua diario de cada salada el volumen evaporado se calcula a partir de la superficie de agua presente cada día. En este apartado se hace un análisis considerando que la evaporación en cada salada está integrada por dos sumandos, la evaporación en lámina de agua y la evaporación capilar, según se muestra en la ecuación [3].

Para valorar la influencia de estas dos componentes en el balance diario, se ha incrementado progresivamente la evaporación capilar mediante el aumento progresivo de la superficie de evaporación. Para ello se ha partido de la superficie inicial de agua (Tabla 1) y el radio equivalente de dicha superficie. Se ha aumentando dicho radio en 10, 20 y 50 m, en Salineta y Guallar, y en 10, 20, 50 y 100 m en la Playa por ser la de mayor tamaño. Por último se ha considerado que la superficie de evaporación capilar es siempre la misma e igual a la máxima superficie inundable en cada salada. En este caso se ha tenido en cuenta un factor de corrección para la evaporación en suelo. El límite superior del volumen evaporado viene determinado por la máxima superficie inundable en cada salada, datos expuestos en la Tabla 2.

Se ha aplicado este incremento de la evaporación a los caudales suministrados por las seis hipótesis de BALAN analizadas en el apartado anterior. En las Figuras A1 a A6 se

muestran los caudales calculados y de referencia considerando la existencia de evaporación capilar en La Playa para las seis hipótesis, en las Figuras A7 a A12 los de Salineta y en las Figuras A13 a A18 los de Guallar. A partir del análisis de los resultados se desprenden las siguientes consideraciones:

- Dentro de cada hipótesis de BALAN, y para las tres saladas, el incremento de la evaporación produce una disminución de los calados calculados y un vaciado más rápido. En general, la hipótesis de evaporación capilar en un anillo de 10 a 20 m alrededor de la lámina de agua supone un descenso de los calados que se ajusta de forma adecuada con el ritmo de descenso de los calados de referencia (Figura 28). Otras hipótesis de evaporación capilar suponen descensos mucho más rápidos que los observados. La evaporación constante en todo el fondo de las saladas supone una salida de agua del sistema excesiva.
- En Salineta y Guallar se obtiene el mejor ajuste con evaporación capilar en un radio de 20 m alrededor de la lámina de agua. En La Playa, el mejor ajuste se obtiene con superficie de evaporación máxima.
- En las tres saladas RMSE disminuye a partir de la segunda hipótesis, más marcada en La Playa (Figura 29). Para el caso más favorable, es decir, para la hipótesis MON_6 y suponiendo 135 mm de reserva útil, el RMSE es similar en las tres saladas: 0.18 m en La Playa, 0.15 m en Salineta y 0.13 m en Guallar.

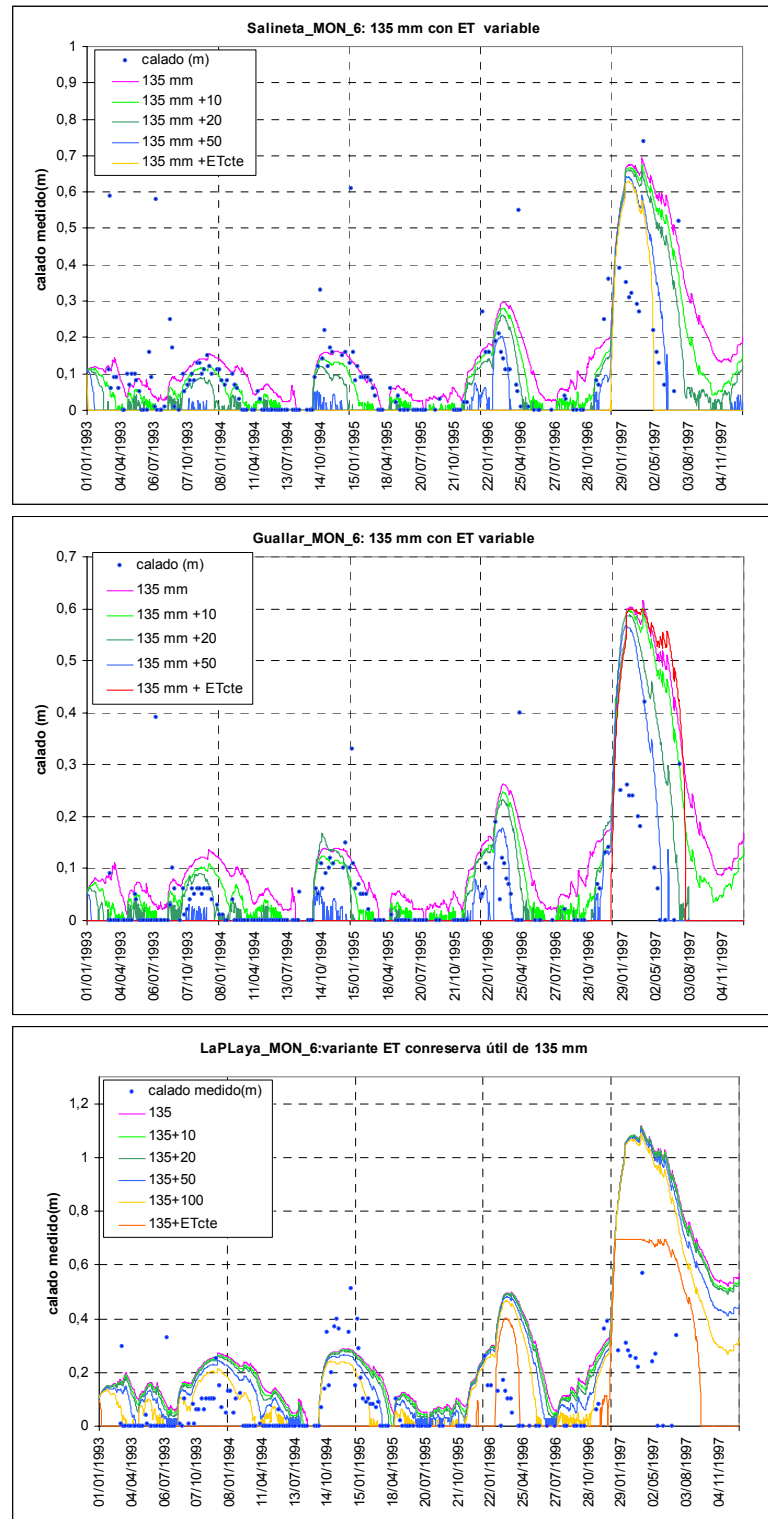


Figura 28. Las líneas representan los calados diarios en La Playa, Salineta y Guallar calculados a partir del balance en la salada y generados con la hipótesis MON_6 para 135 mm de reserva útil y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esas saladas.

- En general, cabría decir que la consideración de evaporación capilar mejora el ajuste entre calados calculados y los de referencia pero no se dispone de datos de campo para calibrar la importancia de esta componente del balance.
- En La Playa, la evaporación capilar sumada a la evaporación en lámina libre permite afinar los resultados del balance.

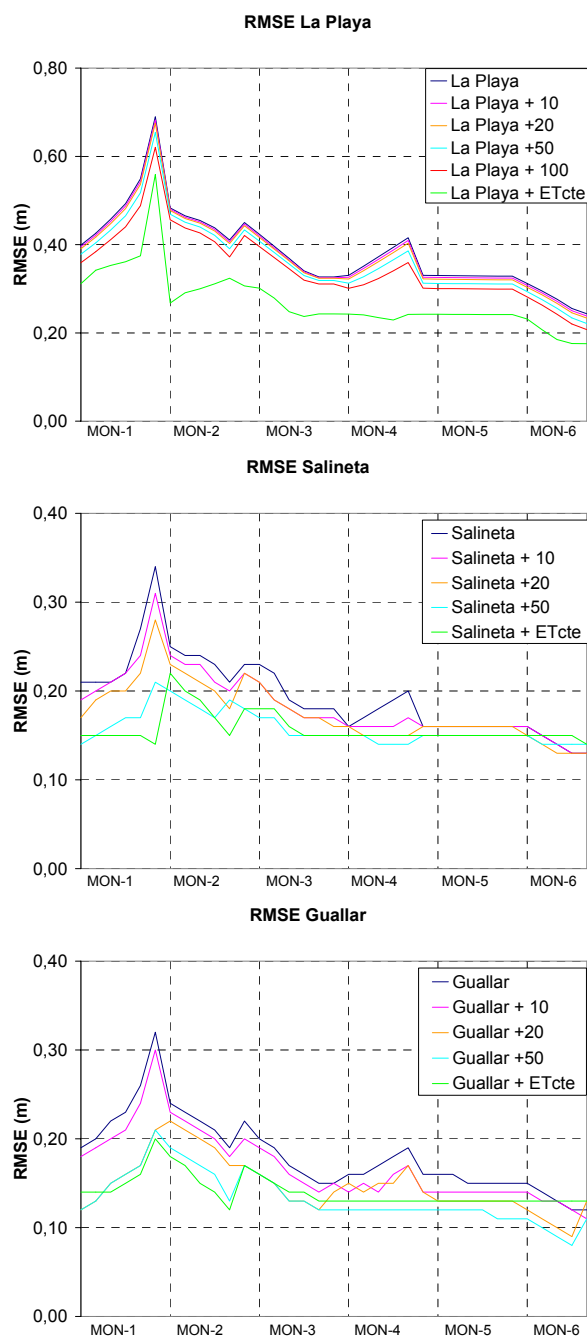


Figura 29. Valor del error cuadrático medio obtenido en las seis hipótesis aplicando incrementos del volumen de evaporación, para cada una de las tres saladas.

4. CONCLUSIONES

El presente trabajo representa una actualización del balance de agua en la plataforma de Bujaraloz-Sástago realizado en García-Vera (1996). Desde 1996 hasta la actualidad no se conocen avances destacables en el conocimiento de la hidrogeología de las saladas de Monegros ni tampoco aportaciones a su modelo de funcionamiento.

Se ha establecido el balance hídrico en tres saladas seleccionadas del total de saladas de Monegros obteniendo unos valores coherentes de todas las componentes del balance que permiten aproximarse a los calados de referencia durante el periodo comprendido entre marzo de 1993 y julio de 1997. Estos calados incluyen los registros de campo y los calados deducidos mediante teledetección.

El balance se ha calibrado mediante 6 ejecuciones del programa BALAN versión 11. En él se han ensayado los siguientes parámetros: reserva útil del suelo, coeficiente de almacenamiento del acuífero, recarga directa y coeficientes de escorrentía. La calibración se ha hecho para un periodo de 4 años y 3 meses que contiene los años más secos y los más húmedos de los registrados en la zona. El balance se ha aplicado a tres saladas representativas, La Playa, Salineta y Guallar, seleccionadas por su tamaño y por la frecuencia de la presencia de agua en ellas.

Las entradas de agua computadas en las saladas proceden del balance de agua aplicado a toda la plataforma endorreica y de la superficie de sus cuencas vertientes respectivas. Estas entradas corresponden a las escorrentías superficial y subterránea y mantienen el calado de las saladas. La ejecución final MON-6 con una reserva útil de 135 mm ofrece el mejor ajuste entre calados de referencia y calculados. Los valores medios anuales de esta ejecución final para el periodo comprendido entre enero de 1973 hasta diciembre de 2000 son los siguientes: precipitación 364 mm, ETR 338.8 mm y caudal descargado a las saladas 22.4 mm. De dicho caudal sólo 3 mm corresponden a la escorrentía superficial y 19.4 a la escorrentía subterránea. Se han obtenido 19.2 mm de recarga al acuífero y 5.9 mm de recarga directa. Estos resultados medios así como los parámetros de dicha ejecución se consideran razonables y son coherentes con las características del suelo de la plataforma según estudios hidrogeológicos previos para valores medios del balance.

Para la ejecución final MON_6 se han obtenido los valores medios anuales de las componentes del balance en La Playa, Salineta y Guallar durante el periodo 1993-1997. Como entrada de agua en las saladas se tiene, por un lado, una precipitación de 636.889 m³/año en

La Playa, 8.535 m³/año en Salineta y 10.087 m³/año en Guallar; por otro lado, la suma del caudal superficial y el subterráneo procedente de la cuenca vertiente es 426.126 m³/año en La Playa, 7.132 m³/año en Salineta y 8.846 m³/año en Guallar. Como salida de agua en el balance, la evaporación en lámina libre es 1.007.243 m³/año en La Playa, 15.556 m³/año en Salineta y 18.804 m³/año en Guallar. Para esta ejecución final y con estos valores medios del balance en cada salada, la correlación entre calados de referencia y calculados presenta un bajo coeficiente de determinación: 0.26 en La Playa, 0.33 en Salineta y 0.36 en Guallar. El error cuadrático medio es igual a 0.28 m en La Playa, 0.14 m en Salineta y 0.13 m en Guallar.

Al considerar la evaporación capilar se incrementa la evaporación en el balance de las saladas. Este incremento de la evaporación mejora ligeramente el ajuste anterior produciendo una disminución del error cuadrático medio a 0.13 m en Salineta y 0.10 m en Guallar, y un incremento de las salidas por evaporación igual a 1.1 m³/año en ambas saladas para una orla de 20 m de evaporación capilar alrededor de la lámina de agua. En La Playa, el RMSE disminuye a 0.18 m y las salidas por evaporación se incrementan en 440 m³/año para evaporación constante en todo el fondo de la salada. Estos errores de 0.13, 0.10 y 0.18 m obtenidos para Salineta, Guallar y La Playa respectivamente, aunque son relativamente elevados frente a sus respectivos calados máximos de 0.74, 0.40 y 0.57 m, son satisfactorios y permiten constatar la validez del balance empleado.

Con la aplicación de este modelo hidrológico, se ha avanzado en el conocimiento del régimen hídrico de las saladas de Monegros, y se ha analizado con mayor detalle la relación entre la presencia de agua en las saladas y las variables meteorológicas, explorada mediante datos de campo y de teledetección por Castañeda (2002). La mejora del modelo planteado debe fundamentarse en la mejora de la definición de las componentes del balance, para ello se recomienda:

- Mejorar la serie pluviométrica y termométrica con un mayor número de estaciones.
- Evaluar la evaporación en lámina libre y capilar
- Hacer un levantamiento topográfico detallado del fondo de las saladas
- Estimar los parámetros del suelo con datos de campo
- Instalar escalas para medir el nivel de agua en las saladas
- Incorporar y contrastar los resultados con los niveles piezométricos

En resumen, se ha desarrollado una metodología para realizar el balance en las saladas de Monegros que resulta muy adecuada para comprender el funcionamiento de las mismas. Unos resultados más ajustados se deben conseguir con una mejora de la calidad y precisión temporal y espacial de los datos.

BIBLIOGRAFÍA

- Allen, R. G. 2000. Manual of Reference Evapotranspiration Calculator v.2.0 for support of ASCE Manual 70 (1990) and 1999 ASC Standardizations and FAO Irrigation and Drainage Paper No 56: Crop Evapotranspiration. University of Idaho.
- Allen, R. G. Pereira, L. S., Raes, D. y Smith, M. 1998. Crop eapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Papers 56. FAO, Roma, Italia, 300 p.
- Álvarez Chain, M. 1996. Estudio Hidrogeológico complementariode los sectores VII, IX, XI y ampliación a los sectores X y XII de la zona regable de los Monegros II (Zaragoza y Huesca). Informe final, Tomo I-Memoria. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Dirección General de Planificación y Desarrollo Rural. Madrid, 109 +19 p.
- Asce. 1996. Hydrology Handbook. Asce Manuals and Reports on Engineering Practice. No 28. ASCE, Ed., N. York, 784 p.
- Berga Celma, A. 1993. Relaciones clima-agua-suelo-subsuelo en Monegros II. Tesis doctoral. Universidad de Lérida, 392 p. + anejos.
- Bryant, R. G. y Rainey, M. P. 2002. Investigation of flood inundation on playas within the Zone of Chotts, using a time-series of AVHRR. Remote Sensing of Environment, 82: 360-375.
- Castañeda, C. 2002. El agua de las saladas de Monegros sur estudiada con datos de campo y de satélite. Consejo de Protección de la Naturaleza en Aragón. Zaragoza, 158 p.
- CHE. 1997a. Estudio metodológico piloto para la evaluación de la recarga de los acuíferos, primera fase (Plan Hidrológico). Consultor: M. A. García Vera. Zaragoza. Informe inédito. Zaragoza.
- CHE. 1997b. Balance de la Unidad Hidrogeológica de Gallocanta (7.03) (Plan Hidrológico). Consultor: M. A. García Vera. Informe inédito. Zaragoza.

- CHE. 1999. Evaluación metodológica para la estimación de la evaporación capilar en la Laguna de Gallocanta. Informe inédito. Zaragoza.
- CHE. 2001. La evaporación en la Laguna de Gallocanta: comparación de métodos. Informe inédito. Zaragoza.
- CHE. 2002a. Balance en la laguna de Gallocanta en el periodo 1/1970-12/2001. Oficina de Planificación Hidrológica. Informe inédito. Zaragoza.
- CHE. 2002b. Aplicación del método de renovación de superficie para el cálculo de la ETR en humedales: aplicación a la Laguna de Gallocanta. Informe inédito. Zaragoza.
- CHE. 2003a. Establecimiento de las normas de explotación de la unidad hidrogeológica de Gallocanta y la delimitación de los perímetros de protección de la laguna. EPTISA, consultor. Informe inédito. Zaragoza.
- CHE. 2003b. Caracterización espacio – temporal del contenido de humedad en la zona no saturada del vaso de la Laguna de Gallocanta. Informe inédito. Zaragoza.
- Custodio, E. y Llamas, M. R. 1983. Hidrología subterránea. Ed., Omega, Barcelona, 2 Tomos.
- Doorenbos, J. y Pruitt, W. O. 1977. Guidelines for predicting crop water requirements. Irrigation and Drainage Paper 24. Food and Agriculture Organization of the United Nations, 144 p.
- García-Vera, M. A. 1996. Hidrogeología de zonas endorreicas en climas semiáridos. Aplicación a Los Monegros (Zaragoza y Huesca). Consejo de Protección de la Naturaleza en Aragón. Zaragoza, 297 p.
- Jain, P.K. y Sinai, G. 1985. Evapotranspiration model for semiarid regions. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 111(4): 369-379.
- Salvany, J. M., García Vera, M. A. y Samper, J. 1996. Geología e Hidrogeología de la zona endorreica de Bujaraloz-Sástago (Los Monegros, provincias de Zaragoza y Huesca). Acta Geológica hispánica, 30(4): 31-50.
- Samper, F. J. y García Vera, M. A. 1992. BALAN V.10: Programa para el cálculo de balances de agua y sales en el suelo. Departamento de Ingeniería del Terreno. Universidad Politécnica de Cataluña. Informe interno.
- Samper-Calvete, F. J. y García-Vera, M. A. 1998. Inverse modeling of ground-water flow in the semiarid evaporitic closed basin of Los Monegros, Spain. Hydrogeology Journal, 6: 33-49.

- Sánchez Navarro, J. A., Martínez Gil, F. J., De Miguel Cabeza, J. L. y San Román, J. 1989. Hidrogeoquímica de la zona endorreica de las lagunas de Monegros, provincias de Zaragoza y Huesca. Boletín Geológico y Minero, 100(5): 876-885.
- Zapata, N. y Martínez-Cob, A. 2001. Estimation of sensible and latent heat flux from natural sparse vegetation surfaces using surface renewal. Journal of Hydrology, 254: 215-228.

Capítulo V

Anejo

Tabla A1. Error cuadrático medio (m) entre calados de referencia y calculados en cada ejecución del balance (primera columna) en las tres saladas y con incremento de la evaporación.

ejecución				radio +10				radio +20				radio + 50			radio + 100	radio máximo		
BALAN		La Playa	Salineta	Guallar	La Playa	Salineta	Guallar	La Playa	Salineta	Guallar	La Playa	Salineta	Guallar	La Playa	La Playa	Salineta	Guallar	
MON_1	55	0,40	0,21	0,19	0,39	0,19	0,18	0,39	0,17	0,12	0,38	0,14	0,12	0,36	0,31	0,15	0,14	
	45	0,43	0,21	0,20	0,42	0,20	0,19	0,42	0,19	0,13	0,40	0,15	0,13	0,38	0,34	0,15	0,14	
	35	0,46	0,21	0,22	0,45	0,21	0,2	0,45	0,20	0,15	0,43	0,16	0,15	0,41	0,35	0,15	0,14	
	25	0,49	0,22	0,23	0,49	0,22	0,21	0,48	0,20	0,16	0,47	0,17	0,16	0,44	0,36	0,15	0,15	
	15	0,55	0,27	0,26	0,54	0,24	0,24	0,54	0,22	0,17	0,52	0,17	0,17	0,49	0,37	0,15	0,16	
MON_2	5	0,69	0,34	0,32	0,68	0,31	0,30	0,68	0,28	0,21	0,65	0,21	0,21	0,62	0,56	0,14	0,20	
	0,2	0,48	0,25	0,24	0,48	0,24	0,23	0,48	0,23	0,22	0,47	0,20	0,19	0,46	0,27	0,22	0,18	
	0,05	0,47	0,24	0,23	0,46	0,23	0,22	0,46	0,22	0,21	0,45	0,19	0,18	0,44	0,29	0,20	0,17	
	0,033	0,45	0,24	0,22	0,45	0,23	0,21	0,45	0,21	0,20	0,44	0,18	0,17	0,43	0,30	0,19	0,15	
	0,02	0,44	0,23	0,21	0,43	0,21	0,20	0,43	0,20	0,19	0,42	0,17	0,16	0,41	0,31	0,17	0,14	
MON_3	0,01	0,41	0,21	0,19	0,41	0,20	0,18	0,40	0,18	0,17	0,39	0,19	0,13	0,37	0,32	0,15	0,12	
	55	0,45	0,23	0,22	0,45	0,22	0,20	0,44	0,22	0,17	0,43	0,18	0,17	0,42	0,31	0,18	0,17	
	65	0,42	0,23	0,20	0,42	0,21	0,19	0,42	0,21	0,16	0,41	0,17	0,16	0,40	0,30	0,18	0,16	
	75	0,40	0,22	0,19	0,39	0,19	0,18	0,39	0,19	0,15	0,38	0,17	0,15	0,37	0,28	0,18	0,15	
	85	0,37	0,19	0,17	0,37	0,18	0,16	0,36	0,18	0,13	0,36	0,15	0,13	0,35	0,25	0,16	0,14	
MON_4	95	0,34	0,18	0,16	0,34	0,17	0,15	0,34	0,17	0,13	0,33	0,15	0,13	0,32	0,24	0,15	0,14	
	105	0,33	0,18	0,15	0,33	0,17	0,14	0,32	0,17	0,12	0,32	0,15	0,12	0,31	0,24	0,15	0,13	
	0	0,33	0,18	0,15	0,33	0,17	0,15	0,32	0,16	0,14	0,32	0,15	0,12	0,31	0,24	0,15	0,13	
	0,05	0,33	0,16	0,16	0,33	0,16	0,14	0,32	0,16	0,15	0,31	0,15	0,12	0,30	0,24	0,15	0,13	
	0,1	0,35	0,17	0,16	0,35	0,16	0,15	0,34	0,15	0,14	0,33	0,15	0,12	0,31	0,24	0,15	0,13	
MON_5	0,15	0,37	0,18	0,17	0,37	0,16	0,14	0,36	0,15	0,15	0,35	0,14	0,12	0,32	0,23	0,15	0,13	
	0,2	0,39	0,19	0,18	0,39	0,16	0,16	0,38	0,15	0,15	0,37	0,14	0,12	0,34	0,23	0,15	0,13	
	0,25	0,42	0,20	0,19	0,41	0,17	0,17	0,40	0,15	0,17	0,39	0,14	0,12	0,36	0,24	0,15	0,13	
	30	0,33	0,16	0,16	0,33	0,16	0,14	0,32	0,16	0,14	0,31	0,15	0,12	0,30	0,24	0,15	0,13	
	35	0,33	0,16	0,16	0,33	0,16	0,14	0,32	0,16	0,13	0,31	0,15	0,12	0,30	0,24	0,15	0,13	
MON_6	40	0,33	0,16	0,16	0,33	0,16	0,14	0,32	0,16	0,13	0,31	0,15	0,12	0,30	0,24	0,15	0,13	
	45	0,33	0,16	0,15	0,32	0,16	0,14	0,32	0,16	0,13	0,31	0,15	0,12	0,30	0,24	0,15	0,13	
	50	0,33	0,16	0,15	0,32	0,16	0,14	0,32	0,16	0,13	0,31	0,15	0,12	0,30	0,24	0,15	0,13	
	55	0,33	0,16	0,15	0,32	0,16	0,14	0,32	0,16	0,13	0,31	0,15	0,11	0,30	0,24	0,15	0,13	
	105	0,33	0,16	0,15	0,32	0,16	0,14	0,32	0,16	0,13	0,31	0,15	0,11	0,30	0,24	0,15	0,13	
MON_6	115	0,31	0,16	0,15	0,31	0,16	0,14	0,30	0,15	0,12	0,29	0,15	0,11	0,28	0,23	0,15	0,13	
	125	0,29	0,15	0,14	0,29	0,15	0,13	0,29	0,14	0,11	0,28	0,14	0,10	0,26	0,21	0,15	0,13	
	135	0,28	0,14	0,13	0,27	0,14	0,13	0,27	0,13	0,10	0,26	0,14	0,09	0,24	0,18	0,15	0,13	
	145	0,26	0,13	0,12	0,25	0,13	0,12	0,25	0,13	0,09	0,23	0,14	0,08	0,22	0,18	0,15	0,13	
	155	0,24	0,13	0,12	0,24	0,13	0,11	0,23	0,13	0,13	0,22	0,14	0,11	0,21	0,18	0,14	0,13	

Tabla A2. Coeficiente de determinación (r^2) entre calados de referencia y calculados en cada ejecución del balance (primera columna) en las tres saladas y con incremento de la evaporación.

ejecución					radio +10			radio +20			radio + 50			radio+100	radio máximo		
BALAN		La Playa	Salineta	Guallar	La Playa	Salineta	Guallar	La Playa	Salineta	Guallar	La Playa	Salineta	Guallar	La Playa	La Playa	Salineta	Guallar
MON_1	55	0,24	0,25	0,35	0,24	0,27	0,38	0,25	0,30	0,40	0,26	0,35	0,44	0,28	0,21	0,28	0,30
	45	0,26	0,27	0,35	0,26	0,28	0,37	0,26	0,29	0,39	0,27	0,35	0,44	0,29	0,20	0,26	0,30
	35	0,27	0,29	0,36	0,27	0,29	0,37	0,27	0,31	0,39	0,28	0,34	0,44	0,30	0,20	0,25	0,32
	25	0,29	0,31	0,38	0,29	0,32	0,39	0,29	0,32	0,40	0,30	0,34	0,43	0,31	0,21	0,25	0,38
	15	0,29	0,32	0,38	0,30	0,34	0,35	0,30	0,36	0,41	0,31	0,38	0,45	0,33	0,21	0,25	0,42
MON_2	5	0,27	0,30	0,34	0,27	0,32	0,35	0,27	0,34	0,36	0,28	0,37	0,40	0,29	0,21	0,29	0,39
	0,2	0,33	0,31	0,39	0,34	0,32	0,41	0,34	0,33	0,42	0,36	0,34	0,42	0,37	0,38	0,28	0,38
	0,05	0,31	0,30	0,39	0,32	0,31	0,41	0,32	0,33	0,42	0,33	0,34	0,43	0,35	0,36	0,25	0,37
	0,033	0,30	0,29	0,39	0,30	0,30	0,40	0,31	0,33	0,42	0,32	0,33	0,42	0,34	0,33	0,24	0,47
	0,02	0,29	0,27	0,38	0,28	0,29	0,40	0,29	0,34	0,41	0,30	0,33	0,43	0,32	0,29	0,25	0,46
MON_3	0,01	0,25	0,25	0,36	0,25	0,27	0,38	0,26	0,33	0,40	0,27	0,34	0,43	0,29	0,22	0,25	0,44
	55	0,29	0,37	0,37	0,30	0,30	0,39	0,30	0,16	0,42	0,31	0,19	0,43	0,33	0,31	0,24	0,38
	65	0,29	0,37	0,38	0,29	0,31	0,40	0,29	0,16	0,43	0,29	0,19	0,43	0,29	0,30	0,24	0,34
	75	0,28	0,38	0,38	0,29	0,28	0,40	0,29	0,16	0,43	0,31	0,19	0,43	0,32	0,30	0,24	0,22
	85	0,27	0,38	0,38	0,28	0,31	0,40	0,26	0,15	0,43	0,26	0,18	0,41	0,26	0,29	0,24	0,28
MON_4	95	0,24	0,37	0,37	0,25	0,30	0,39	0,23	0,14	0,40	0,23	0,17	0,37	0,23	0,18	0,24	0,29
	105	0,14	0,29	0,30	0,14	0,25	0,31	0,11	0,15	0,33	0,11	0,17	0,34	0,11	0,10	0,24	0,28
	0	0,14	0,25	0,30	0,14	0,25	0,31	0,14	0,26	0,33	0,14	0,25	0,34	0,15	0,11	0,25	0,28
	0,05	0,22	0,31	0,35	0,22	0,31	0,35	0,23	0,30	0,37	0,24	0,25	0,34	0,24	0,11	0,25	0,28
	0,1	0,25	0,33	0,36	0,25	0,34	0,37	0,26	0,31	0,42	0,27	0,27	0,36	0,28	0,12	0,25	0,28
MON_5	0,15	0,27	0,34	0,37	0,28	0,36	0,39	0,28	0,35	0,43	0,29	0,28	0,37	0,31	0,18	0,25	0,28
	0,2	0,28	0,35	0,38	0,29	0,37	0,39	0,29	0,37	0,44	0,31	0,29	0,38	0,33	0,30	0,25	0,27
	0,25	0,30	0,35	0,38	0,31	0,38	0,39	0,31	0,38	0,44	0,32	0,30	0,41	0,34	0,37	0,25	0,27
	30	0,22	0,31	0,35	0,22	0,31	0,35	0,22	0,29	0,38	0,23	0,25	0,34	0,23	0,10	0,25	0,28
	35	0,22	0,30	0,35	0,22	0,31	0,35	0,22	0,29	0,37	0,23	0,25	0,34	0,23	0,10	0,24	0,28
MON_6	40	0,21	0,31	0,35	0,22	0,31	0,35	0,22	0,29	0,37	0,23	0,25	0,34	0,23	0,10	0,24	0,28
	45	0,21	0,31	0,35	0,22	0,31	0,35	0,22	0,29	0,37	0,23	0,25	0,34	0,23	0,10	0,24	0,28
	50	0,21	0,30	0,35	0,22	0,31	0,35	0,22	0,29	0,37	0,23	0,25	0,34	0,23	0,10	0,24	0,27
	55	0,21	0,30	0,35	0,22	0,31	0,35	0,22	0,29	0,37	0,23	0,25	0,34	0,23	0,10	0,24	0,27
	105	0,22	0,31	0,35	0,22	0,30	0,35	0,22	0,29	0,37	0,23	0,25	0,34	0,23	0,10	0,24	0,27
	115	0,22	0,31	0,35	0,23	0,31	0,35	0,23	0,29	0,37	0,24	0,24	0,33	0,24	0,10	0,23	0,26
	125	0,23	0,32	0,35	0,24	0,32	0,36	0,24	0,29	0,37	0,25	0,24	0,34	0,26	0,12	0,22	0,24
	135	0,26	0,33	0,36	0,26	0,33	0,36	0,27	0,29	0,36	0,28	0,24	0,35	0,29	0,15	0,21	0,23
	145	0,29	0,33	0,35	0,30	0,32	0,34	0,30	0,28	0,37	0,32	0,24	0,33	0,33	0,16	0,20	0,22
	155	0,31	0,33	0,34	0,31	0,32	0,34	0,32	0,28	0,37	0,33	0,24	0,34	0,35	0,16	0,19	0,22

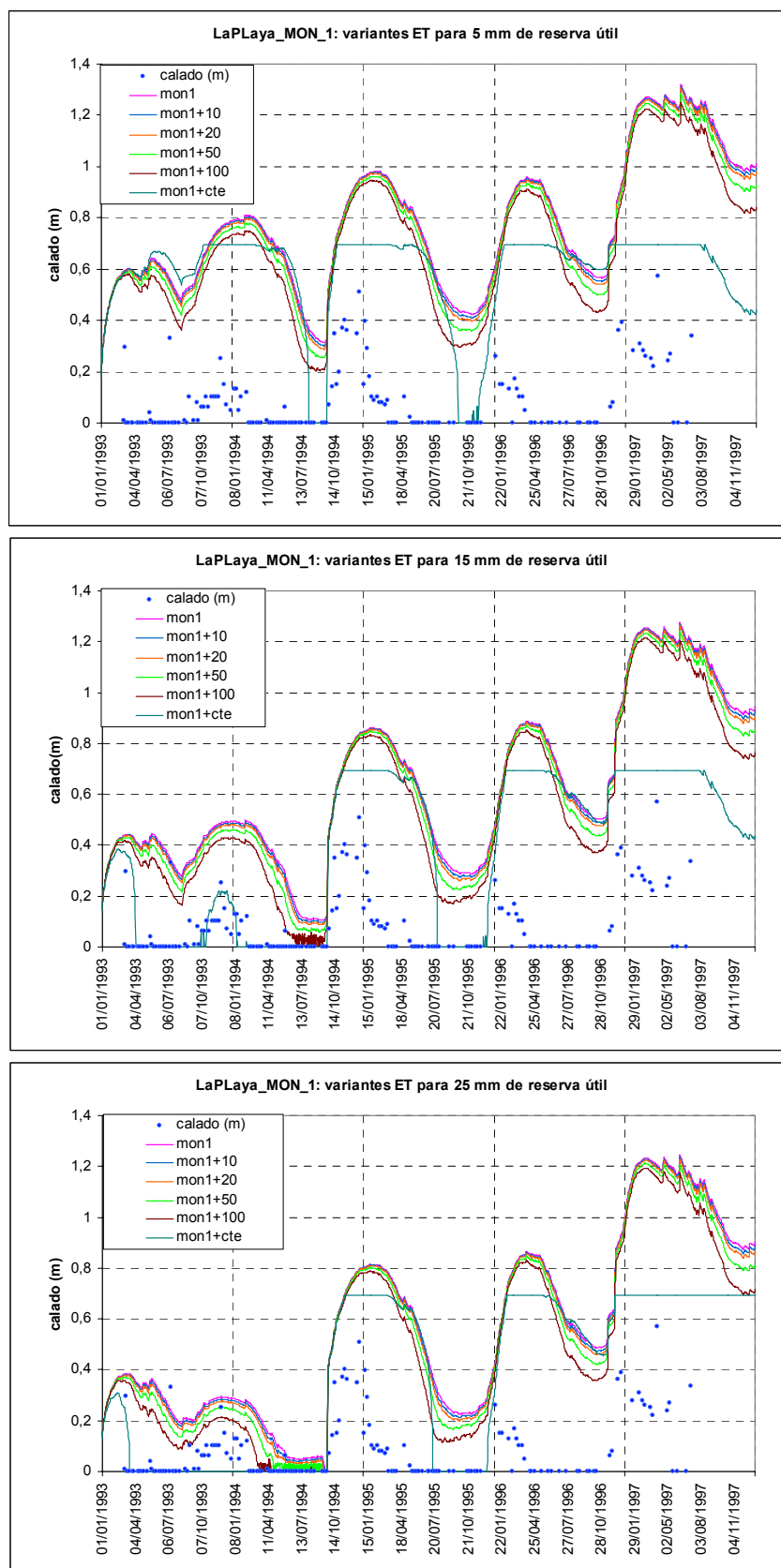


Figura A1. Las líneas representan los calados diarios en La Playa generados por BALAN mediante la hipótesis MON_1 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

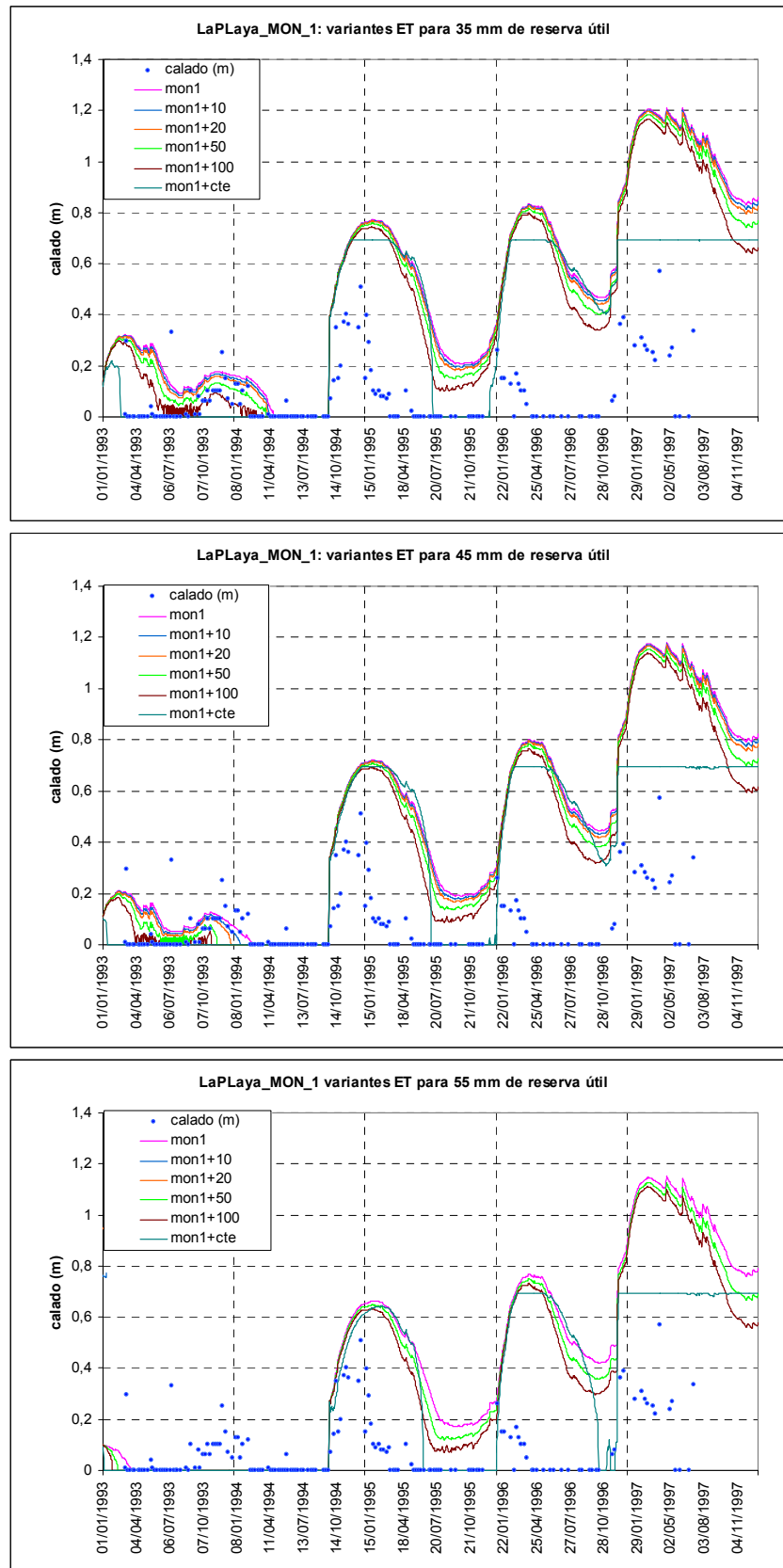


Figura A1 (cont) Las líneas representan los calados diarios en La Playa generados por BALAN mediante la hipótesis MON_1 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

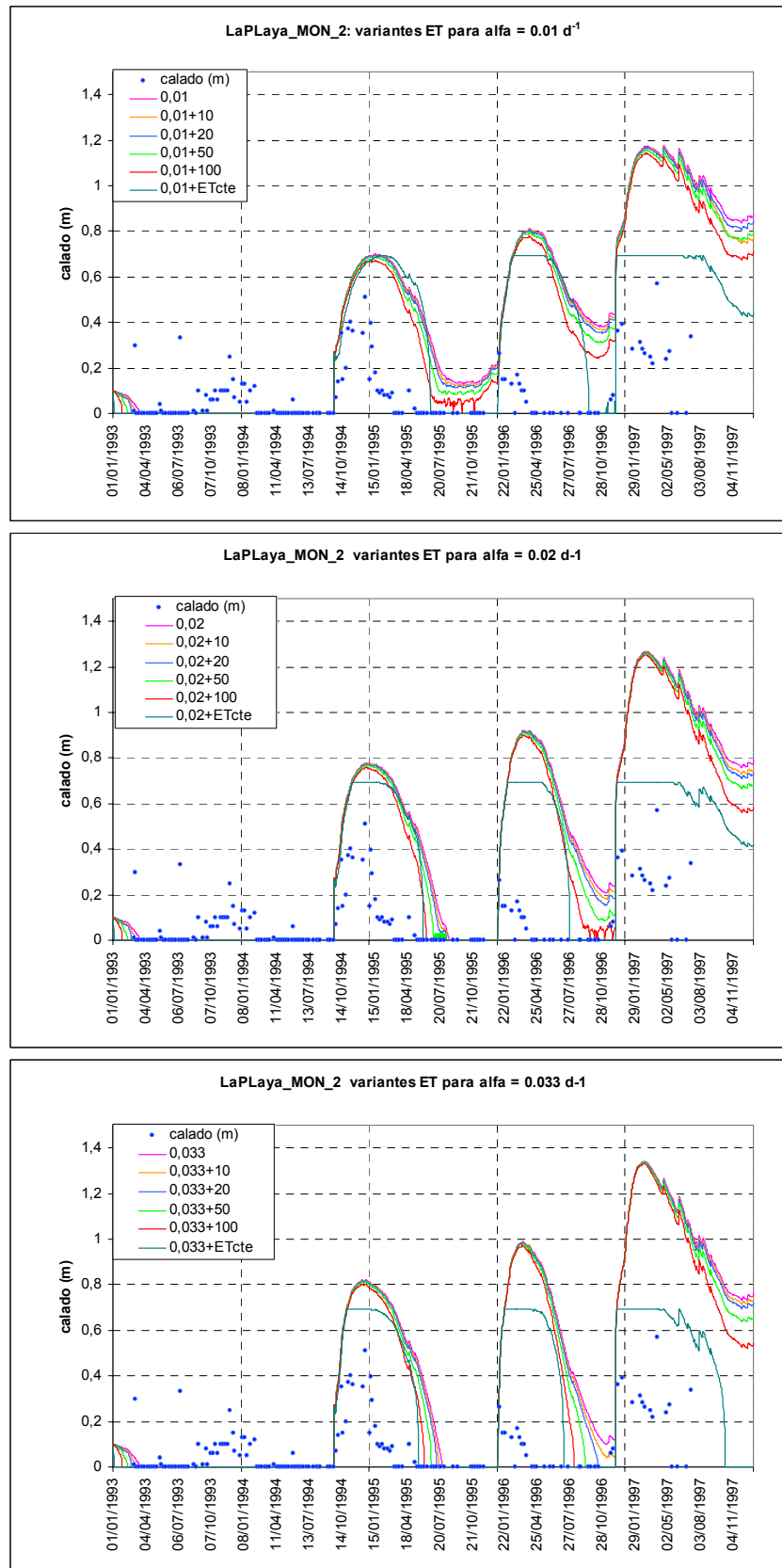


Figura A2. Las líneas representan los calados diarios en La Playa generados por BALAN mediante la hipótesis MON_2 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

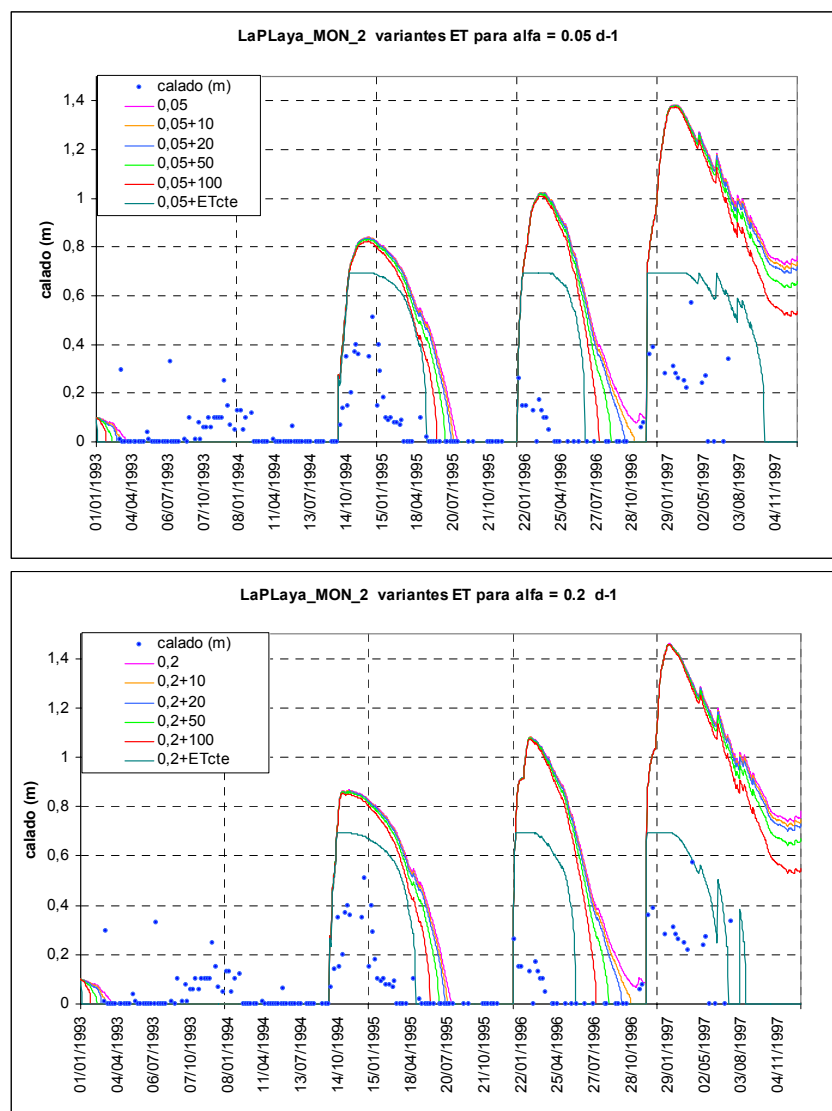


Figura A2 (cont). Las líneas representan los calados diarios en La Playa generados por BALAN mediante la hipótesis MON_2 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

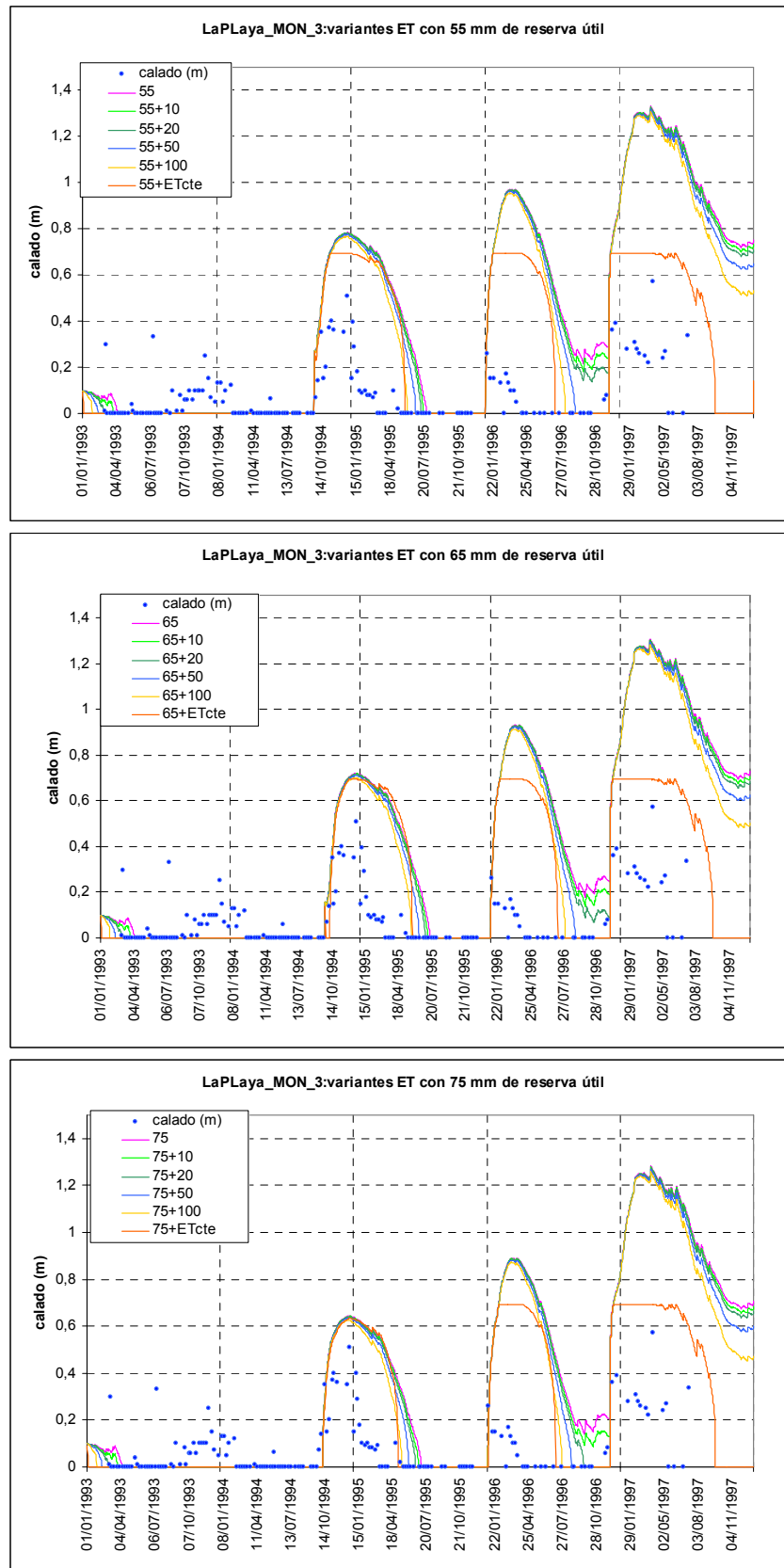


Figura A3. Las líneas representan los calados diarios en La Playa generados por BALAN mediante la hipótesis MON_3 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

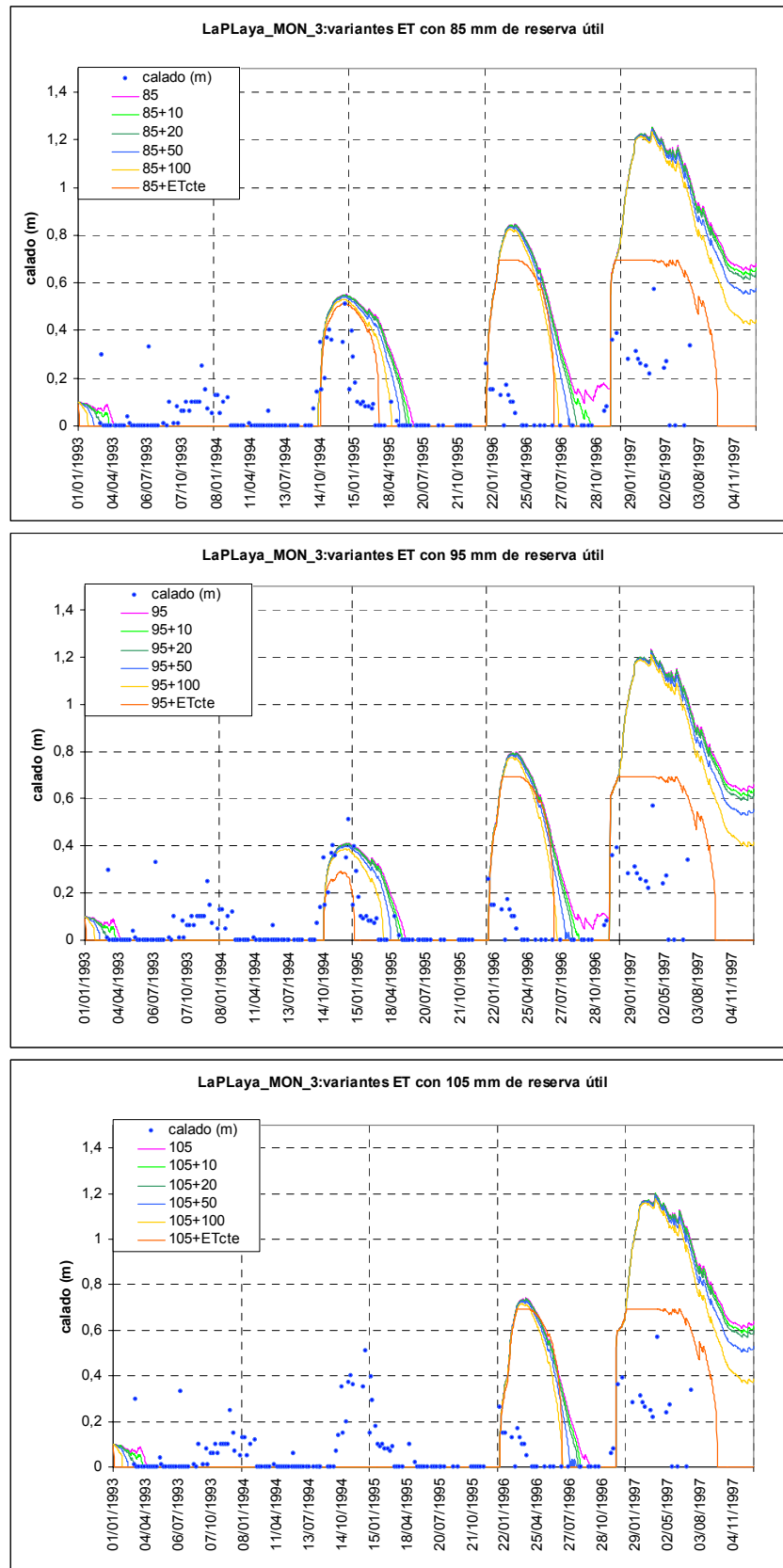


Figura A3 (cont). Las líneas representan los calados diarios en La Playa generados por BALAN mediante la hipótesis MON_3 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

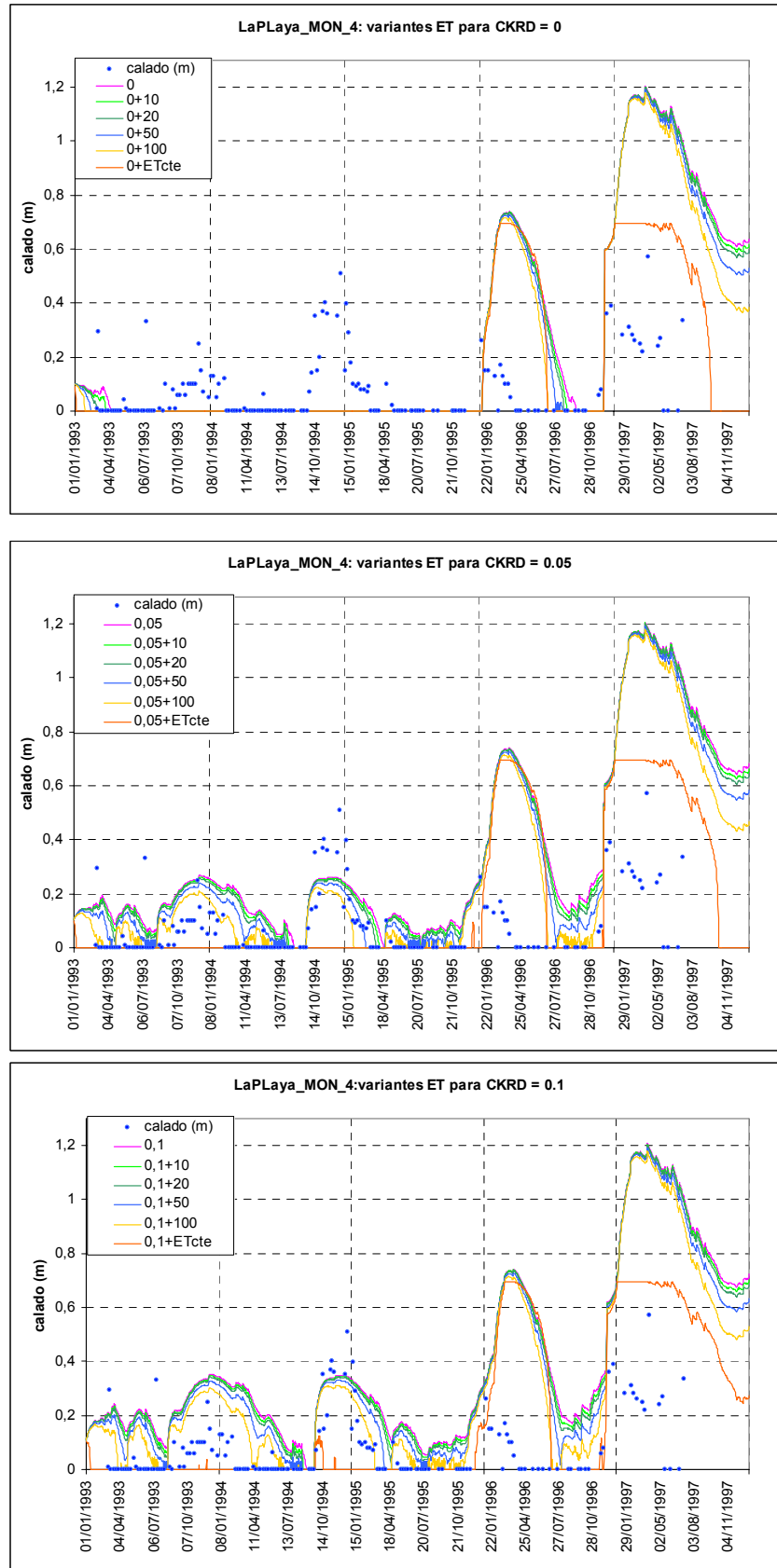


Figura A4. Las líneas representan los calados diarios en La Playa generados por BALAN mediante la hipótesis MON_4 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

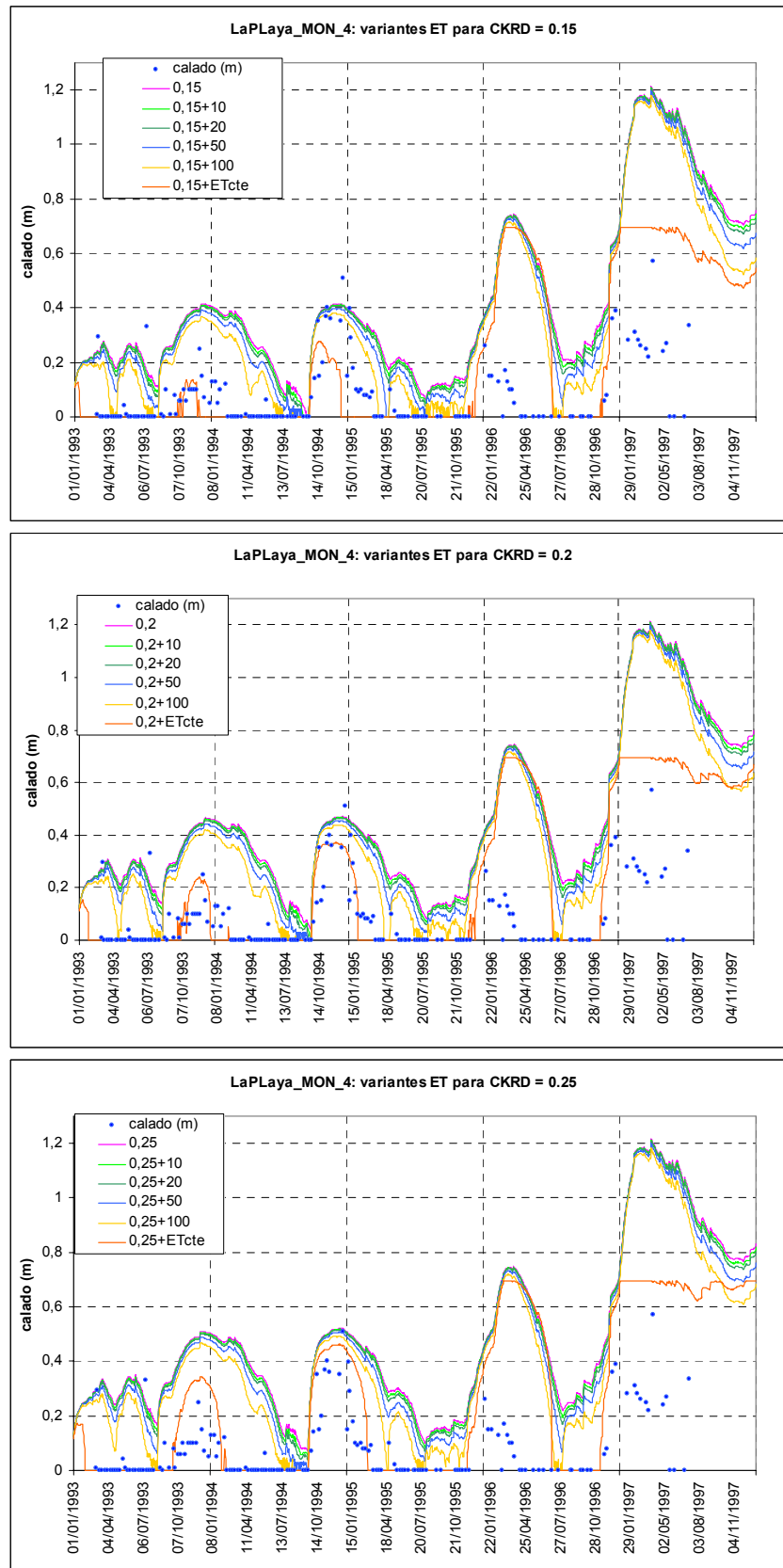


Figura A4 (cont). Las líneas representan los calados diarios en La Playa generados por BALAN mediante la hipótesis MON_4 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

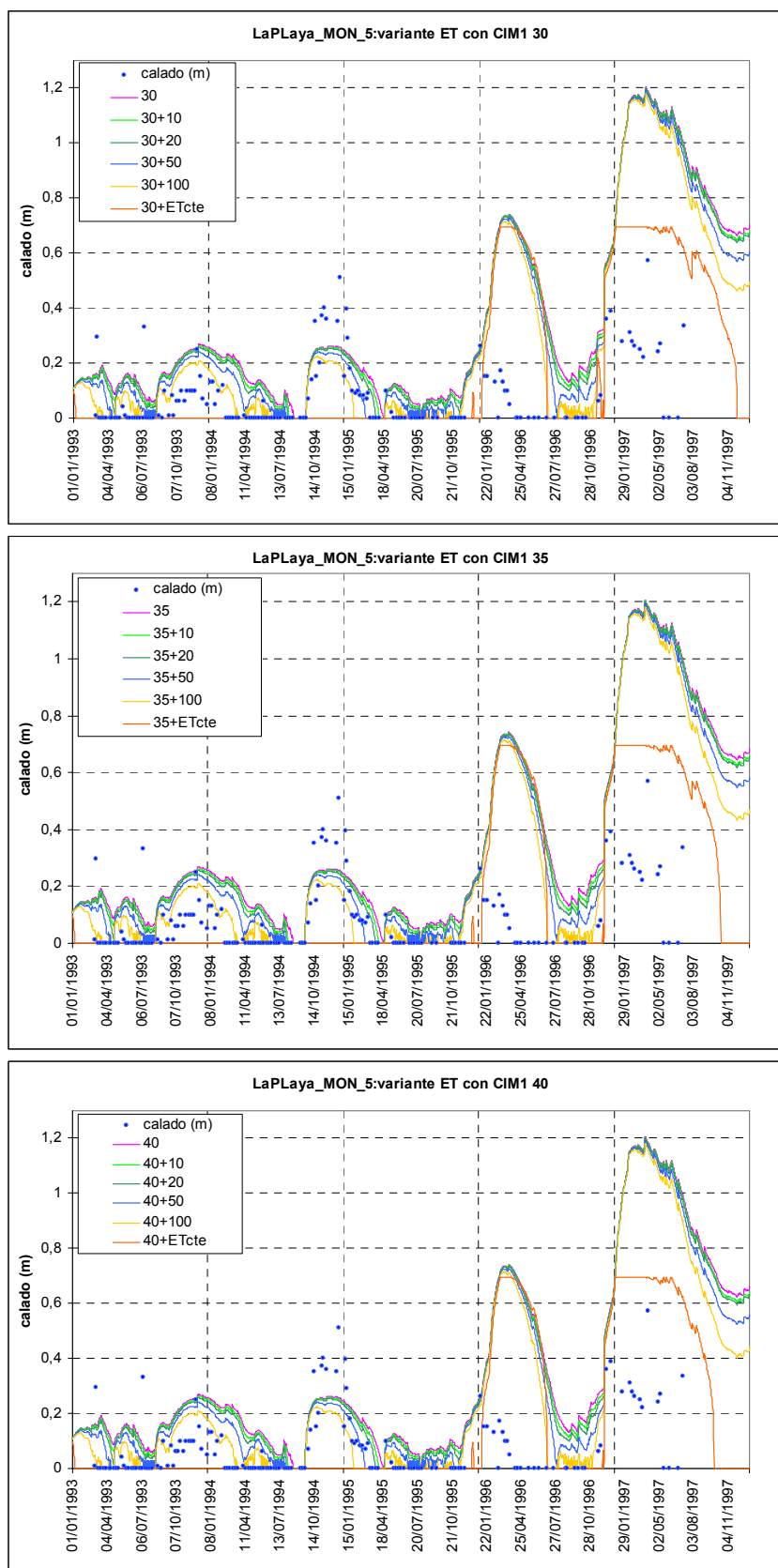


Figura A5. Las líneas representan los calados diarios en La Playa generados por BALAN mediante la hipótesis MON_5 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

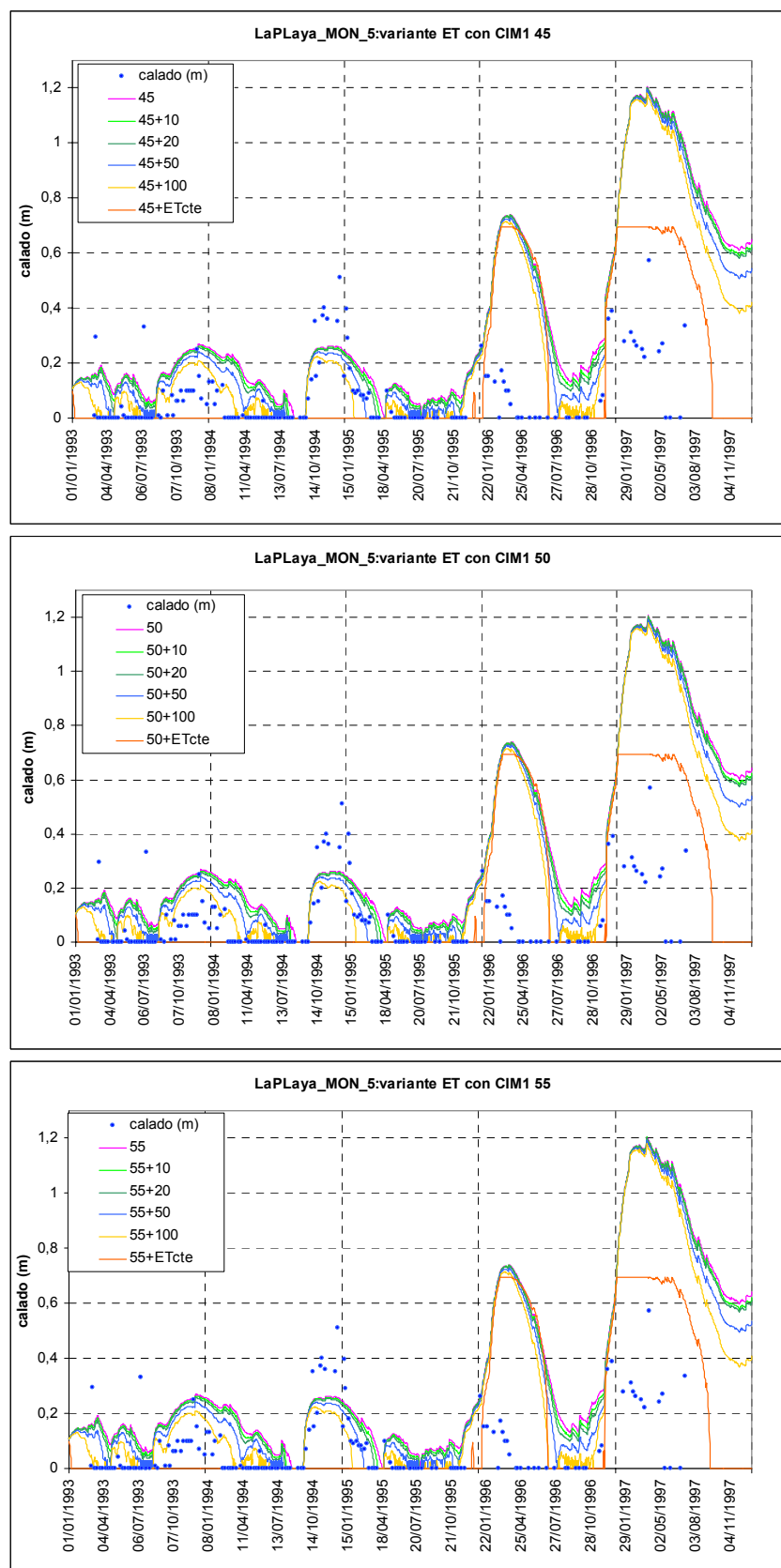


Figura A5 (cont). Las líneas representan los calados diarios en La Playa generados por BALAN mediante la hipótesis MON_5 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

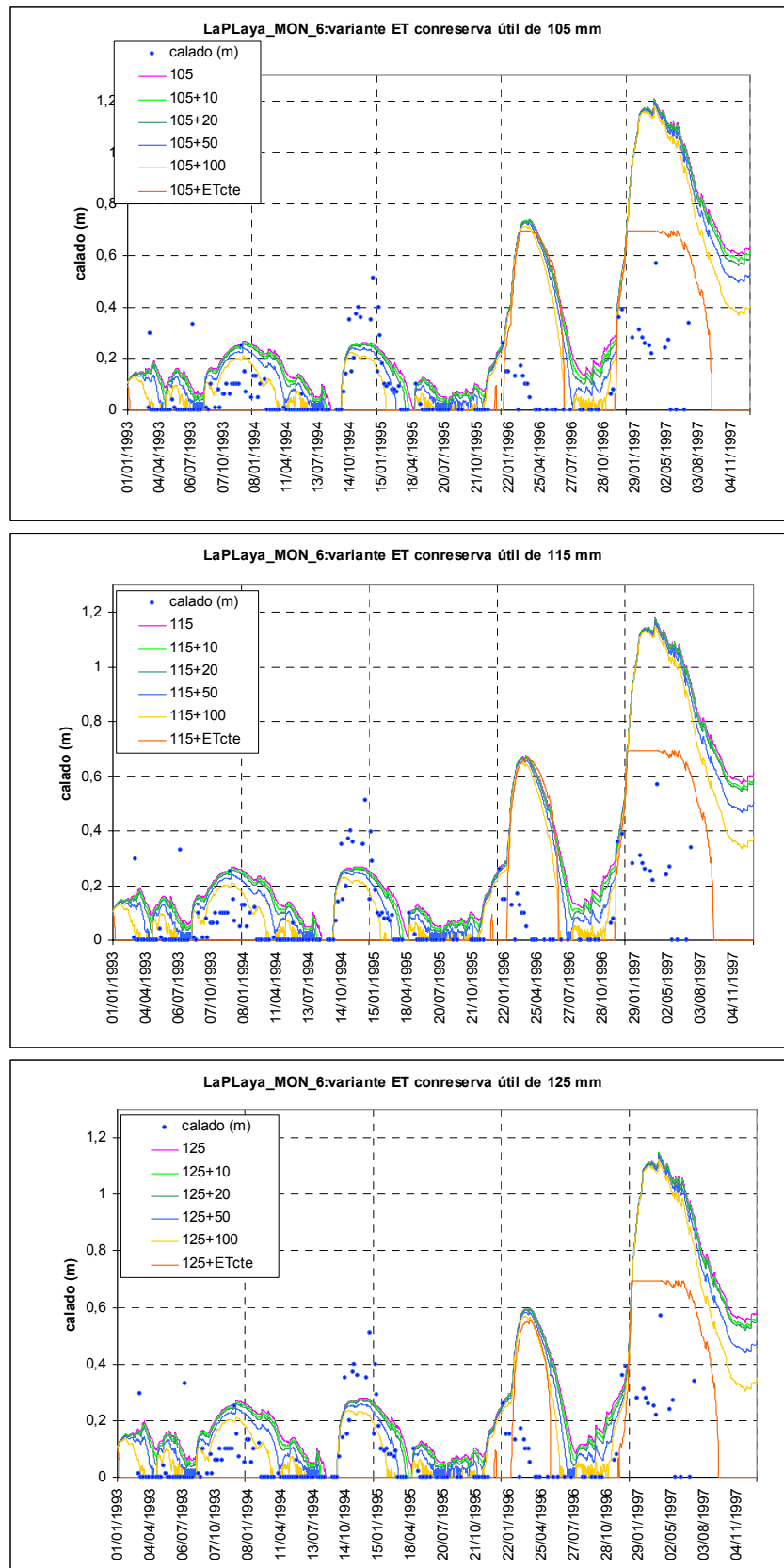


Figura A6. Las líneas representan los calados diarios en La Playa generados por BALAN mediante la hipótesis MON_6 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

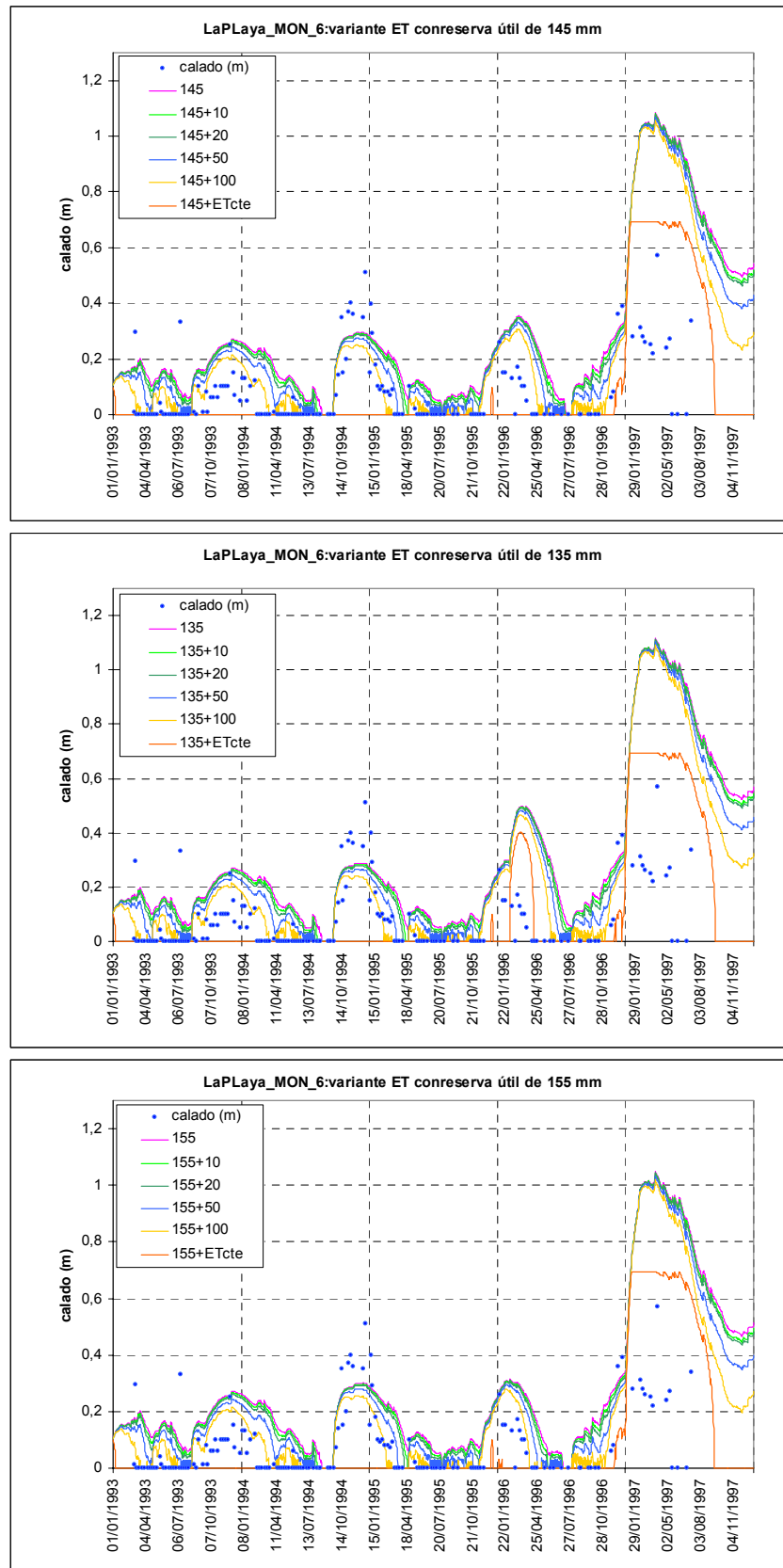


Figura A6 (cont). Las líneas representan los calados diarios en La Playa generados por BALAN mediante la hipótesis MON_6 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

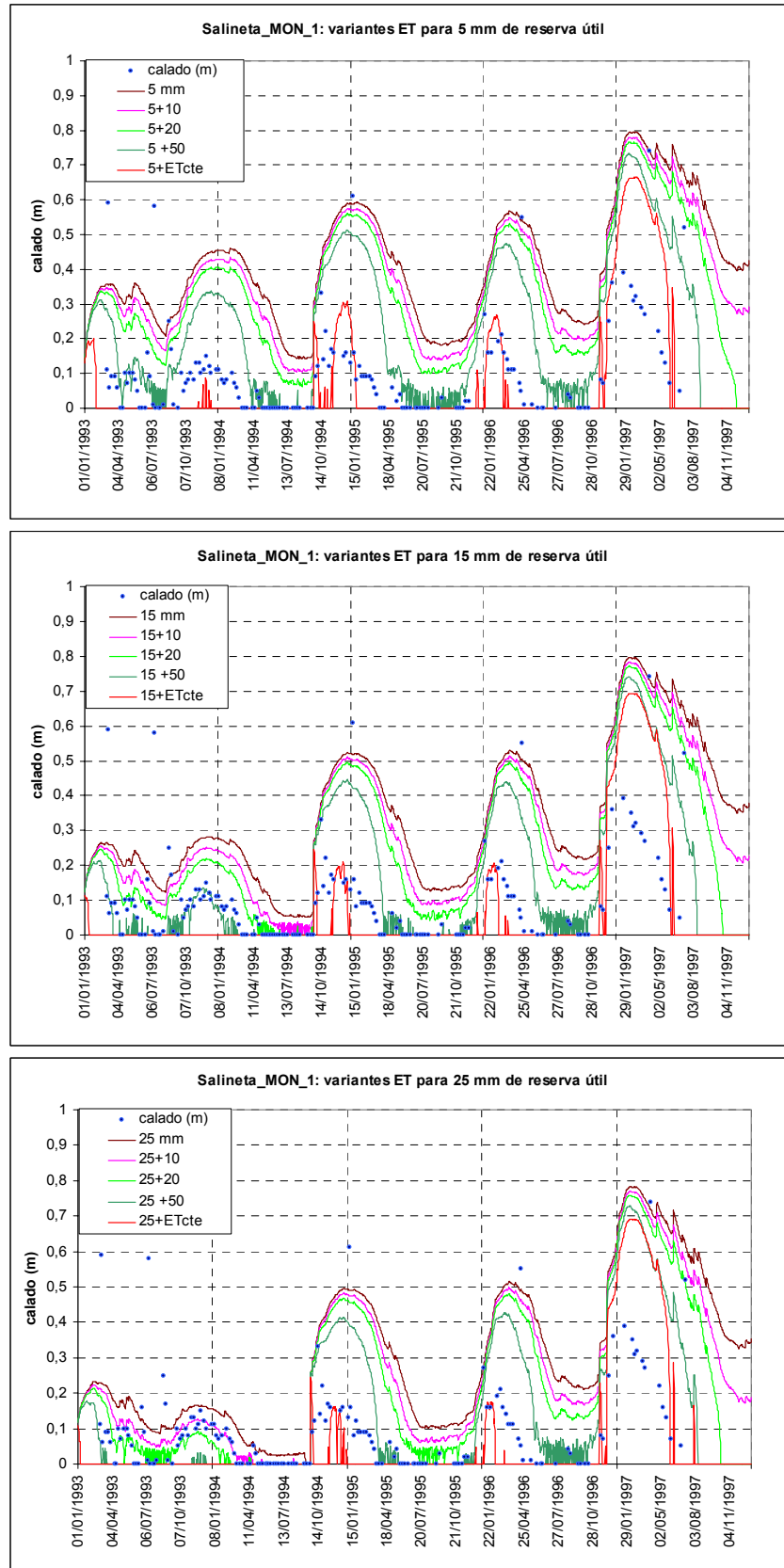


Figura A7. Las líneas representan los calados diarios en Salineta generados por BALAN mediante la hipótesis MON_1 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

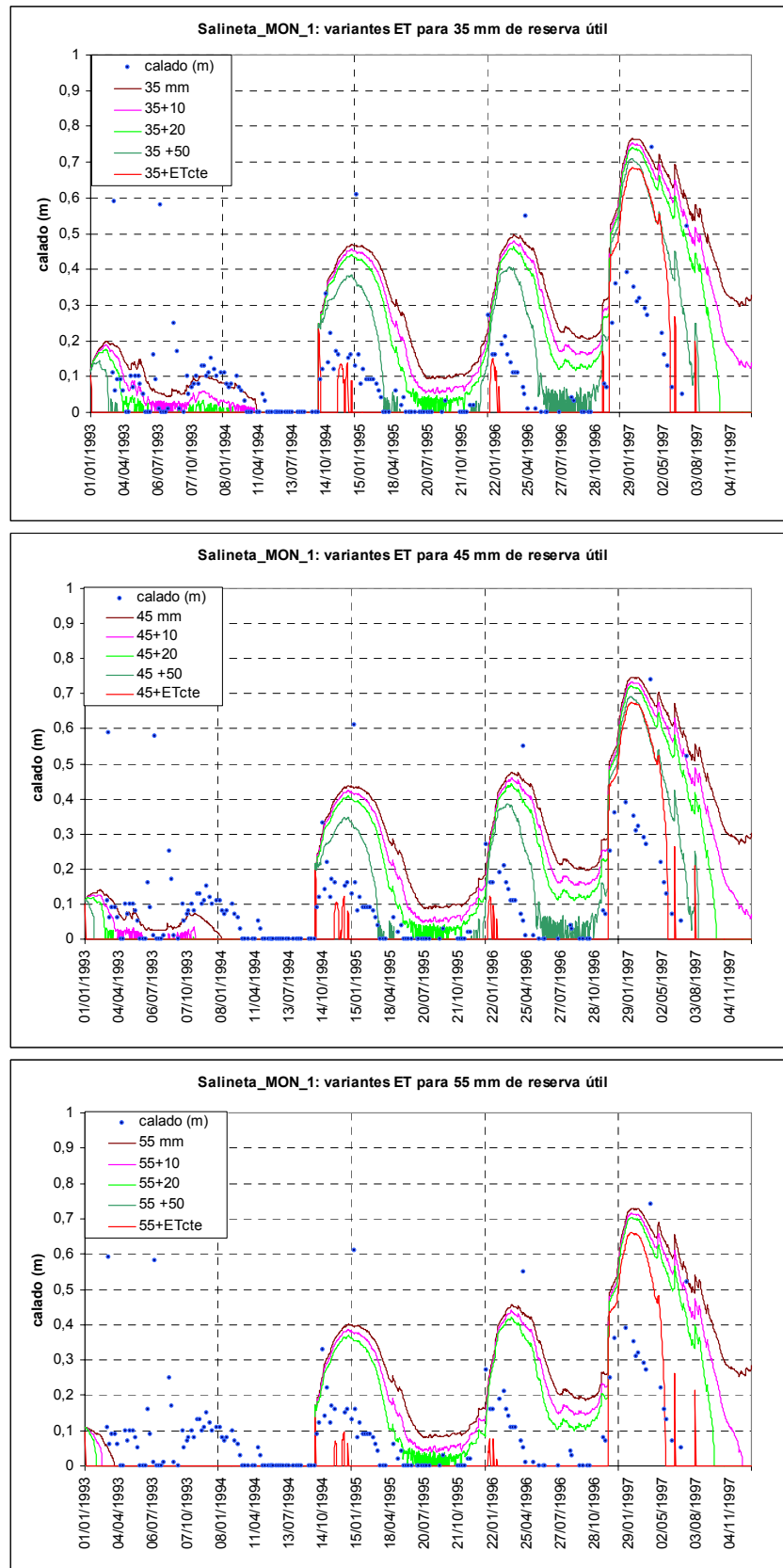


Figura A7 (cont). Las líneas representan los calados diarios en Salineta generados por BALAN mediante la hipótesis MON_1 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

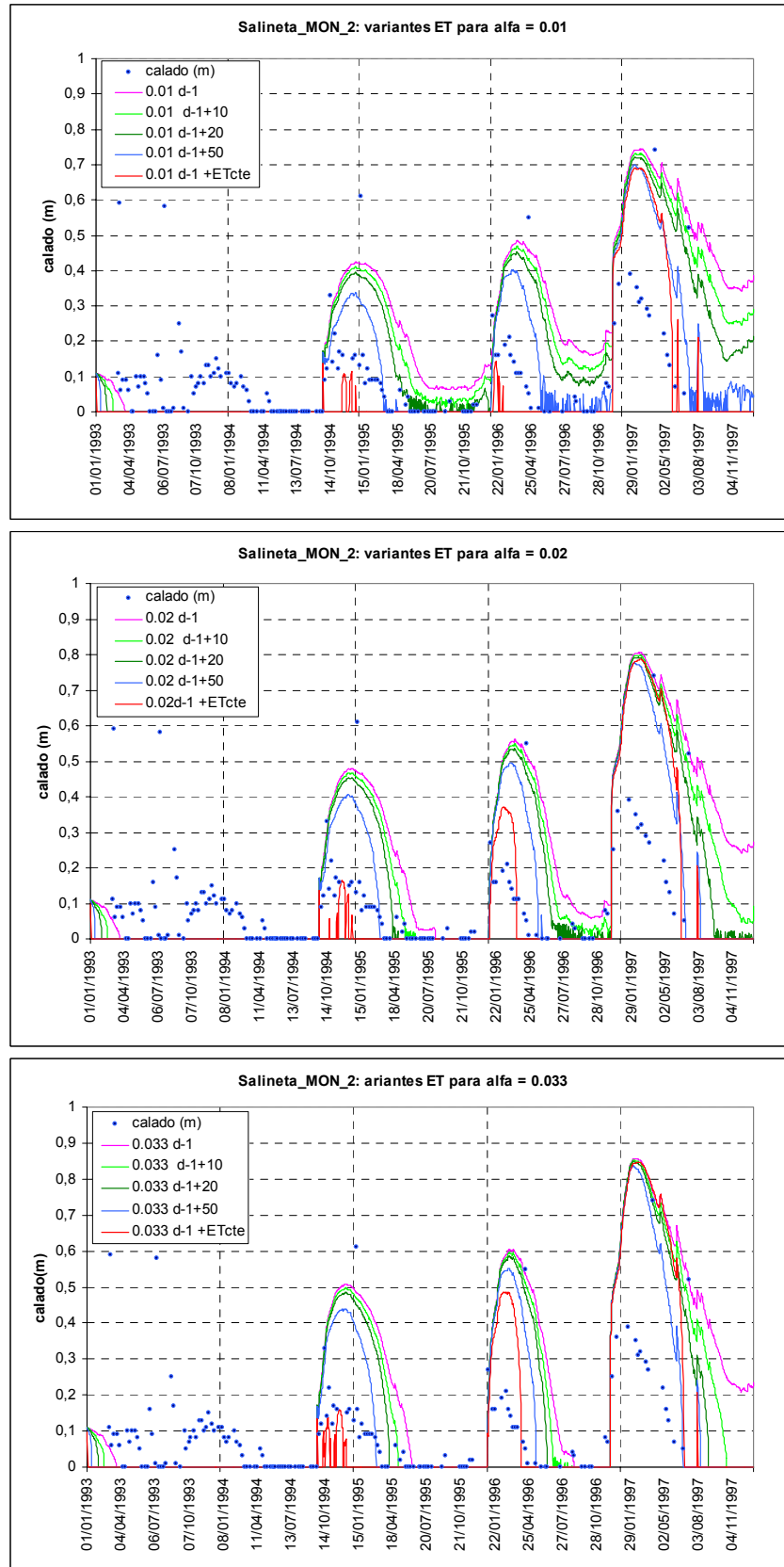


Figura A8. Las líneas representan los calados diarios en Salineta generados por BALAN mediante la hipótesis MON_2 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

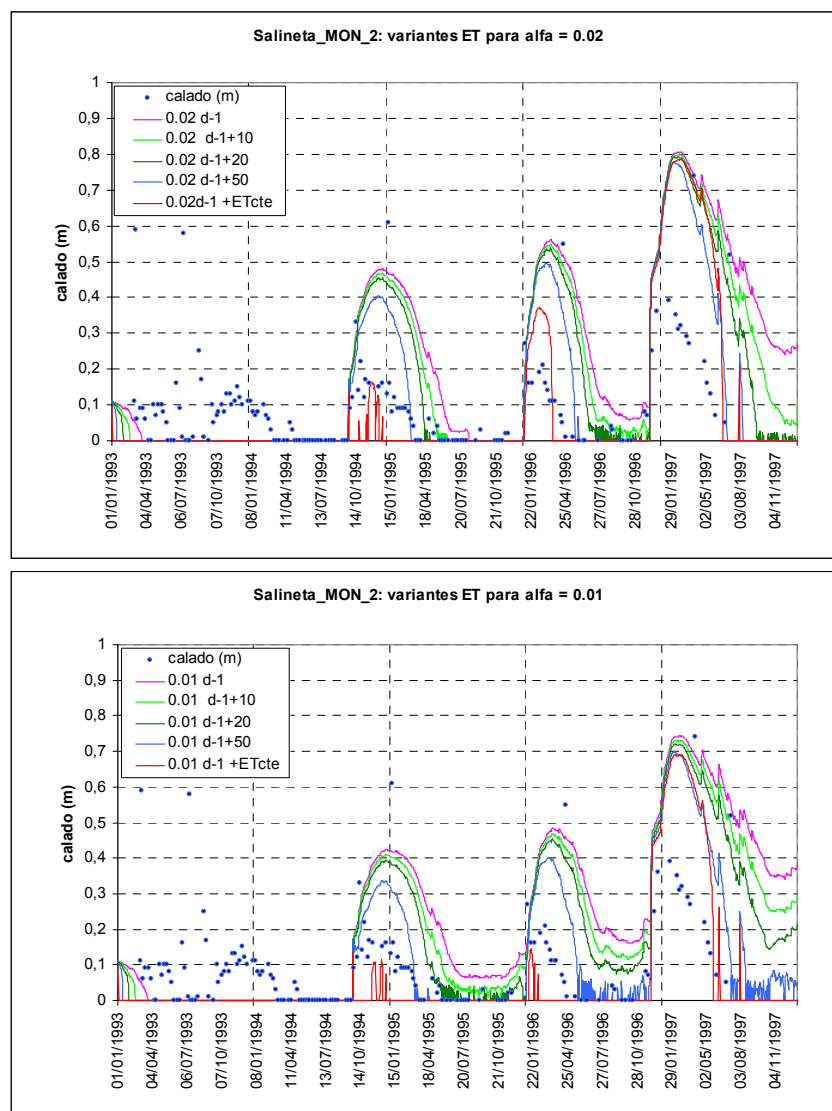


Figura A8 (cont). Las líneas representan los calados diarios en Salineta generados por BALAN mediante la hipótesis MON_2 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

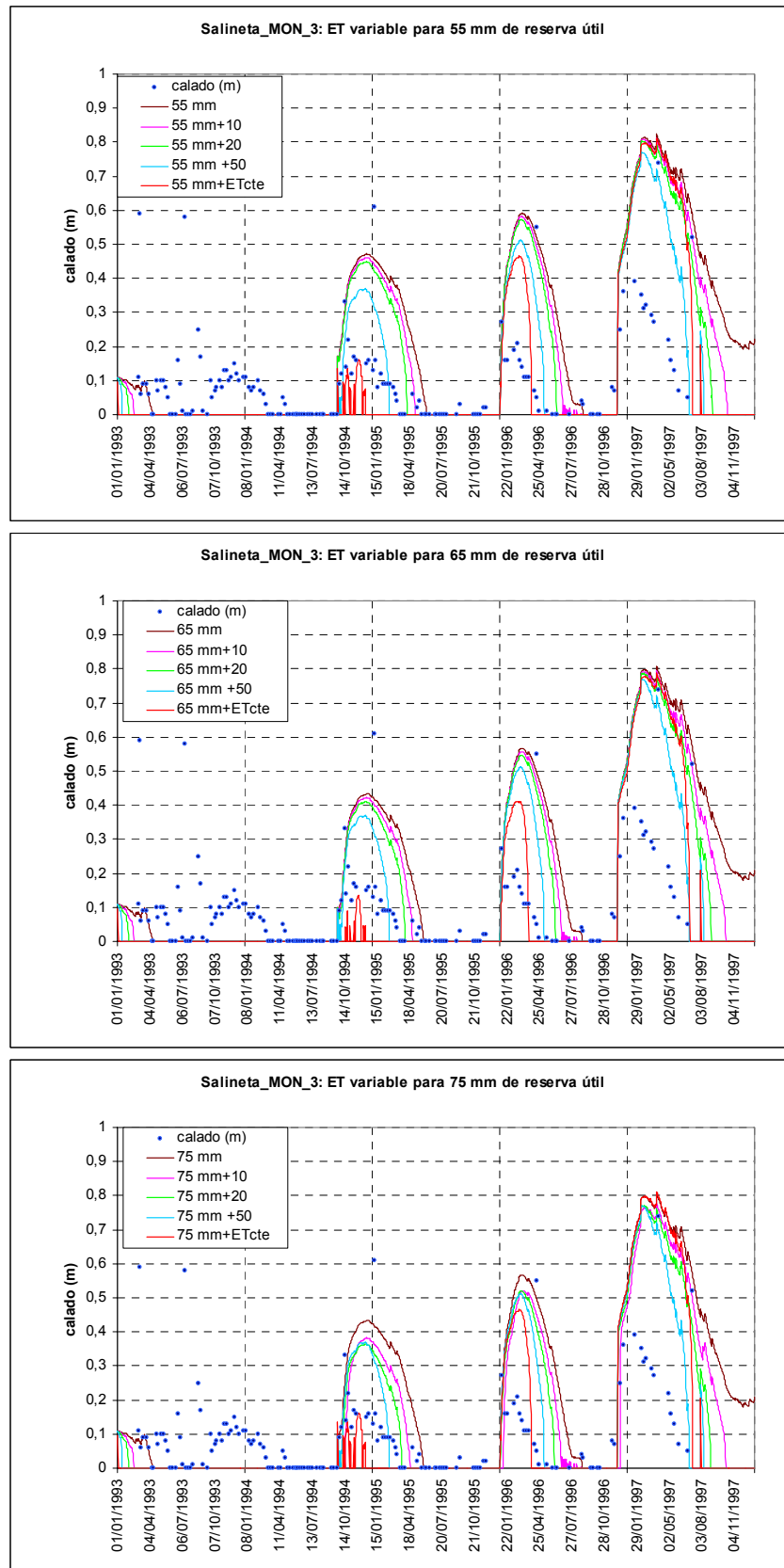


Figura A9. Las líneas representan los calados diarios en Salineta generados por BALAN mediante la hipótesis MON_3 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

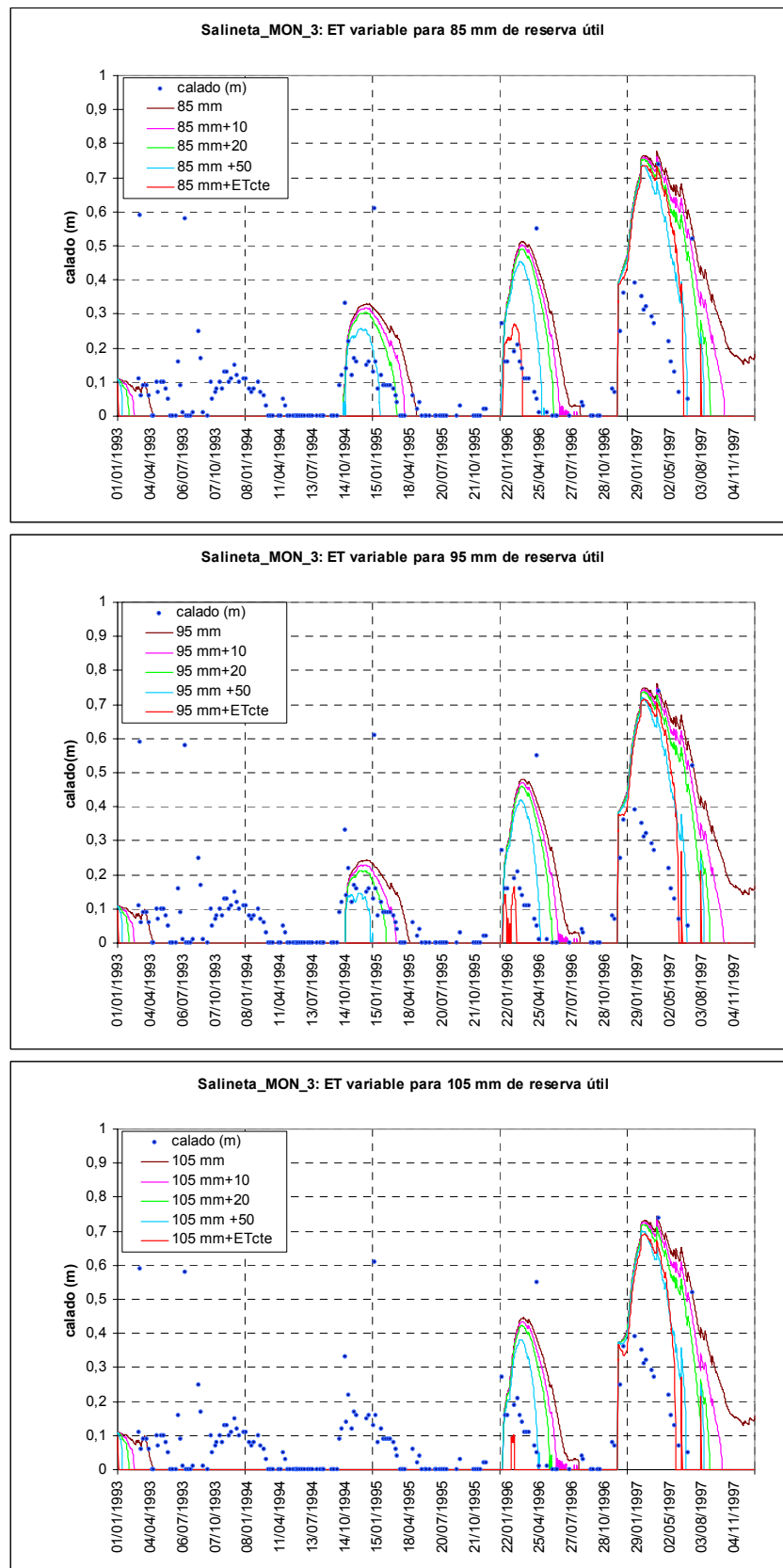


Figura A9 (cont). Las líneas representan los calados diarios en Salineta generados por BALAN mediante la hipótesis MON_3 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

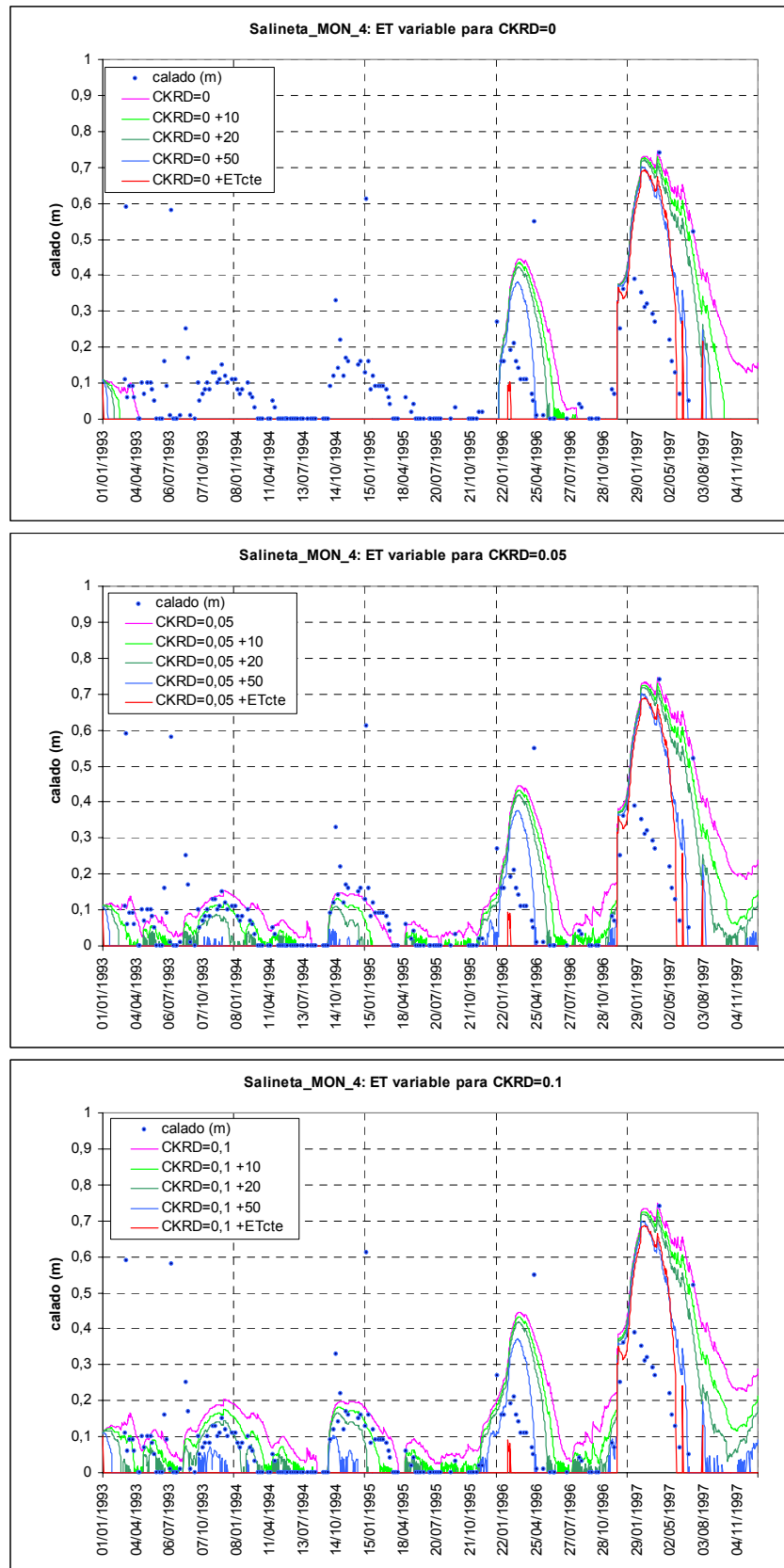


Figura A10. Las líneas representan los calados diarios en Salineta generados por BALAN mediante la hipótesis MON_4 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

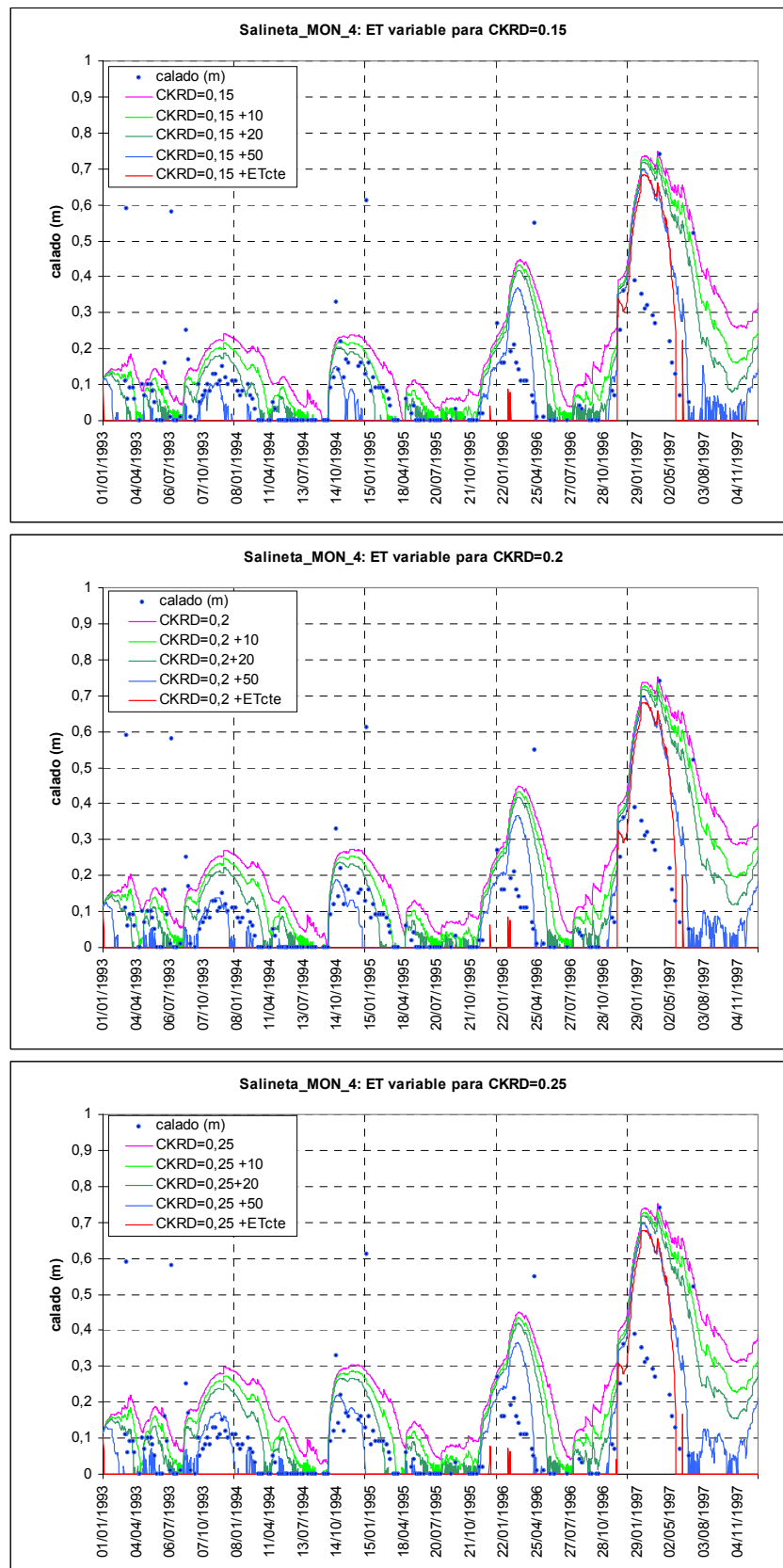


Figura A10 (cont). Las líneas representan los calados diarios en Salineta generados por BALAN mediante la hipótesis MON_4 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

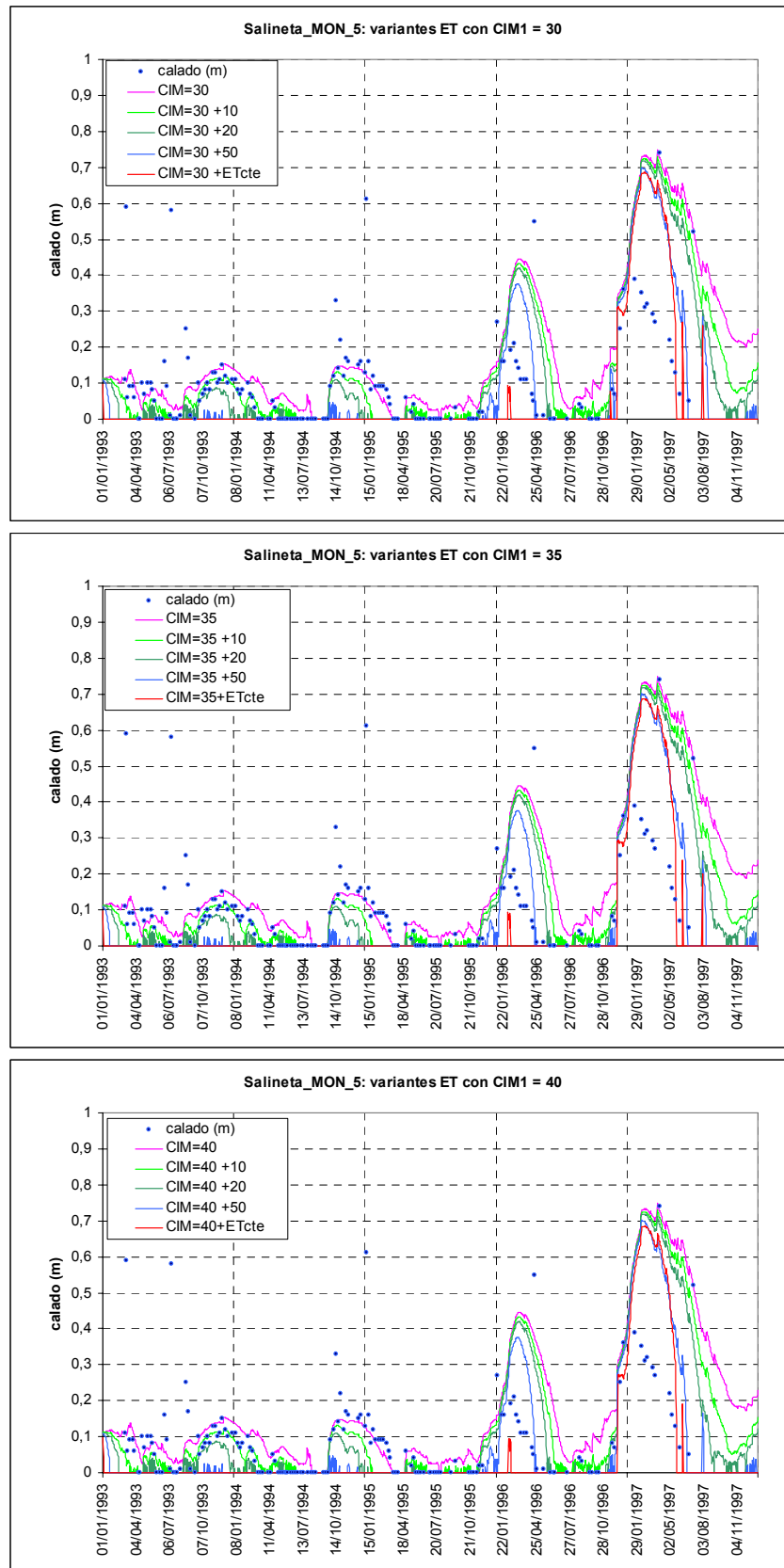


Figura A11. Las líneas representan los calados diarios en Salineta generados por BALAN mediante la hipótesis MON_5 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

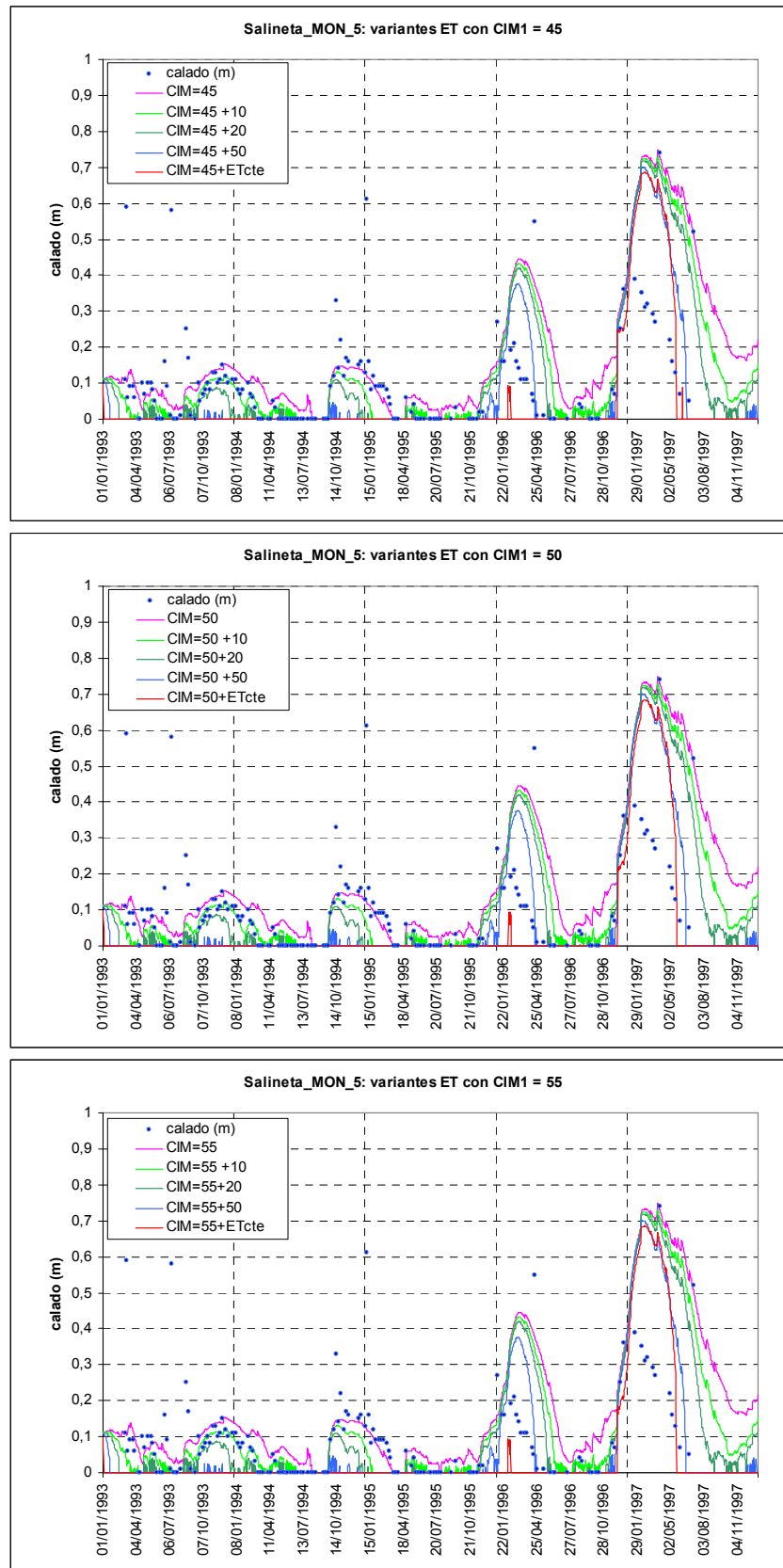


Figura A11 (cont). Las líneas representan los calados diarios en Salineta generados por BALAN mediante la hipótesis MON_5 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

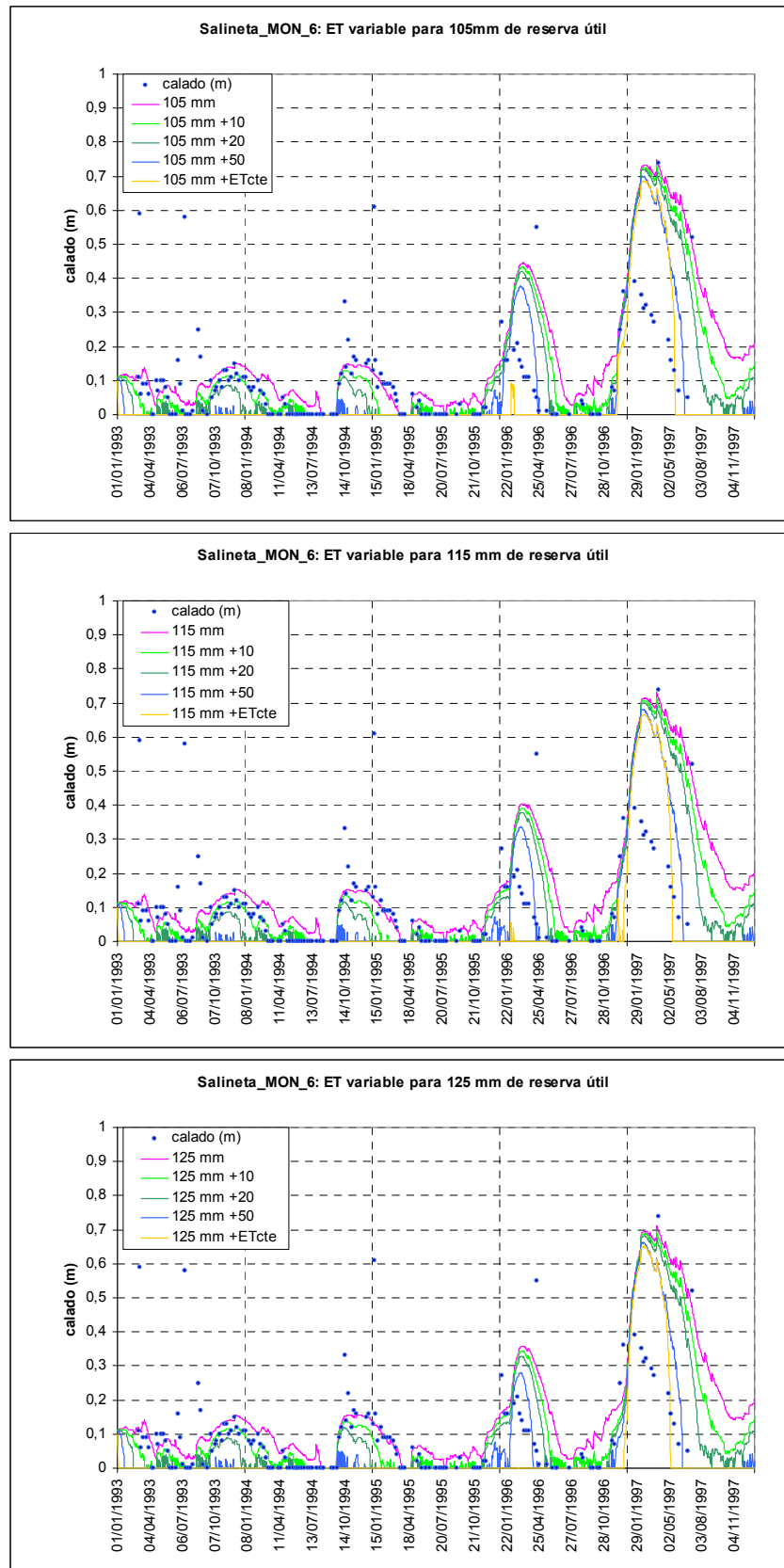


Figura A12. Las líneas representan los calados diarios en Salineta generados por BALAN mediante la hipótesis MON_6 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

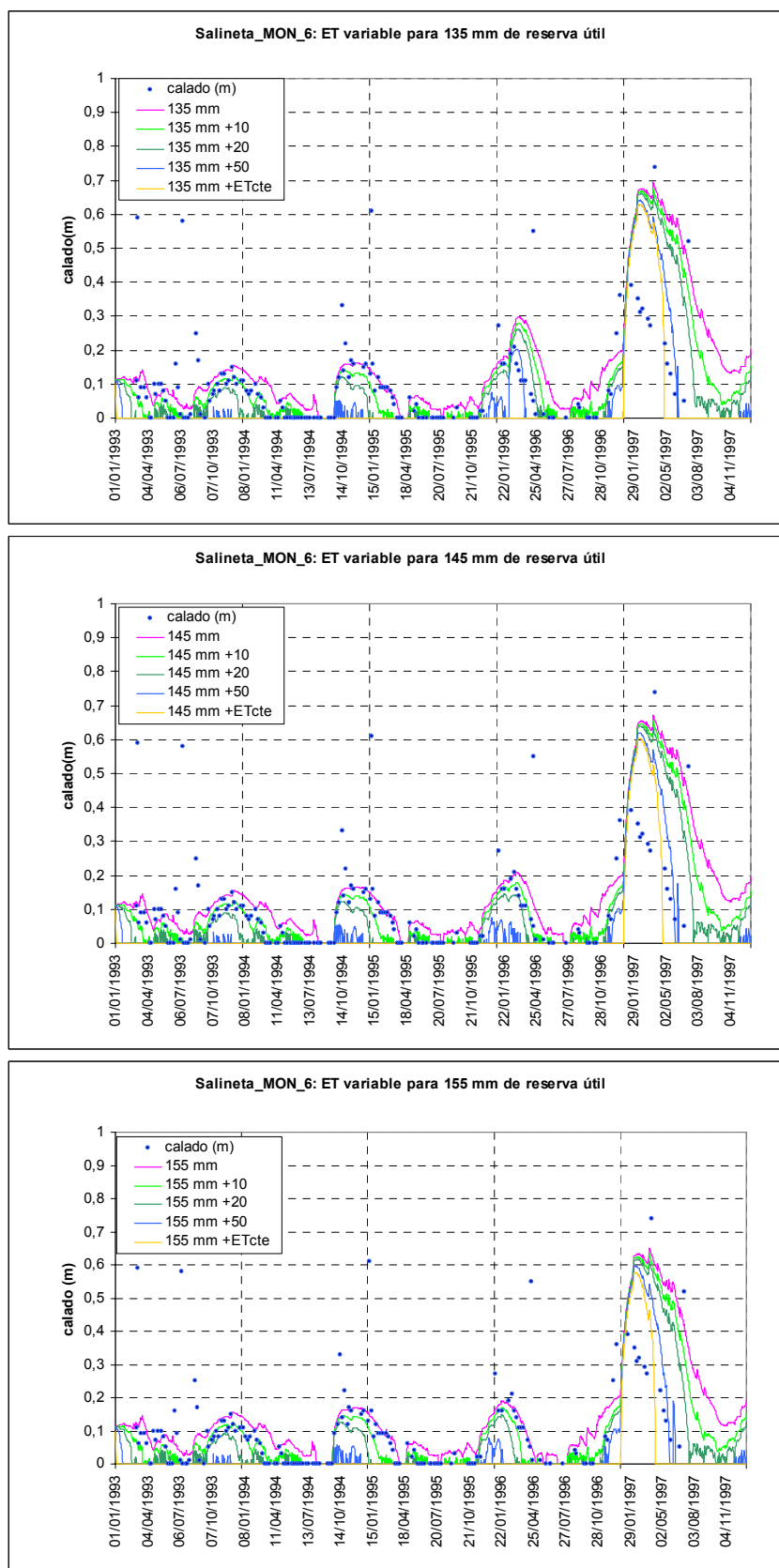


Figura A12 (cont). Las líneas representan los calados diarios en Salineta generados por BALAN mediante la hipótesis MON_6 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

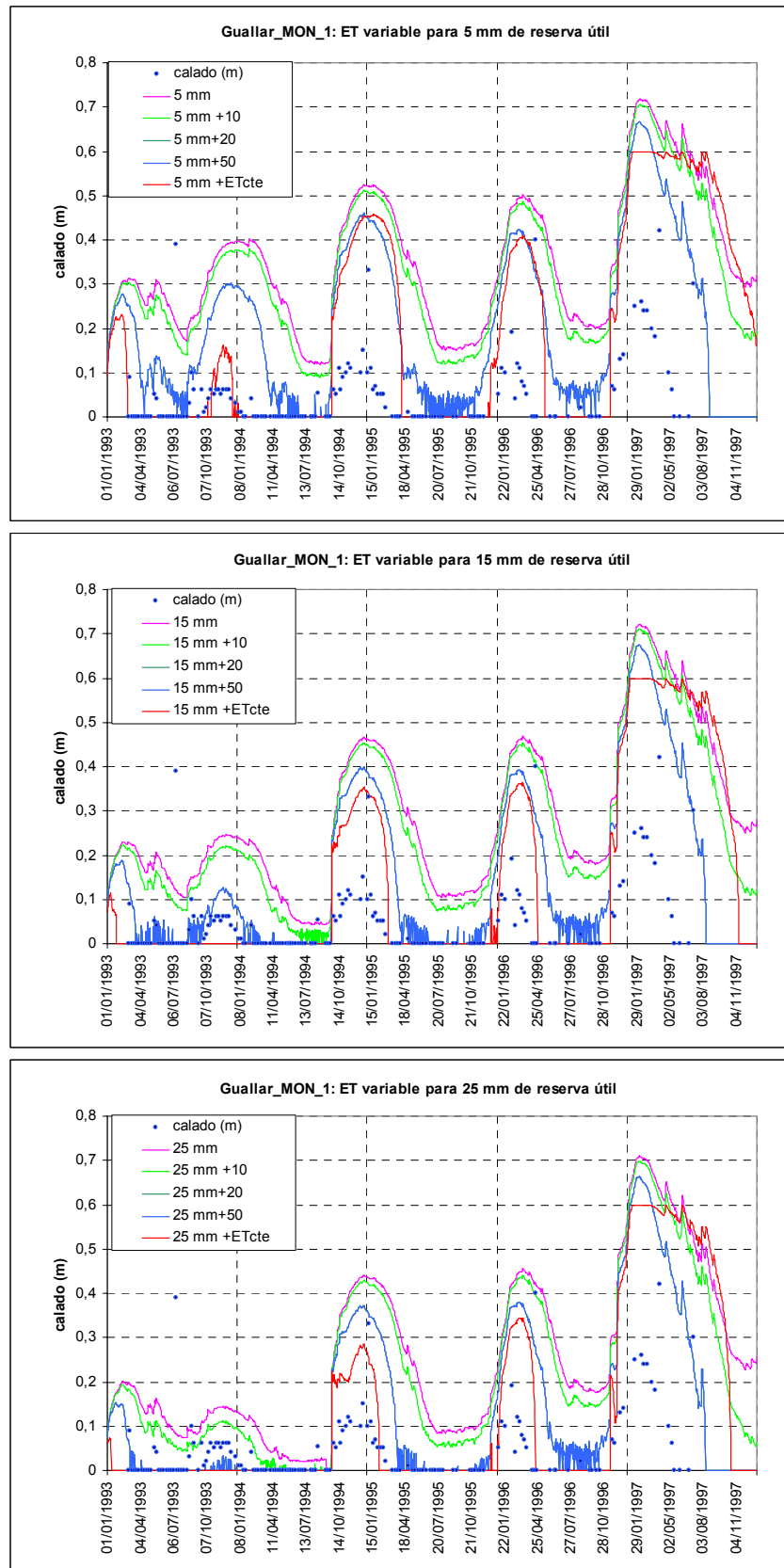


Figura A13. Las líneas representan los calados diarios en Guallar generados por BALAN mediante la hipótesis MON_1 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

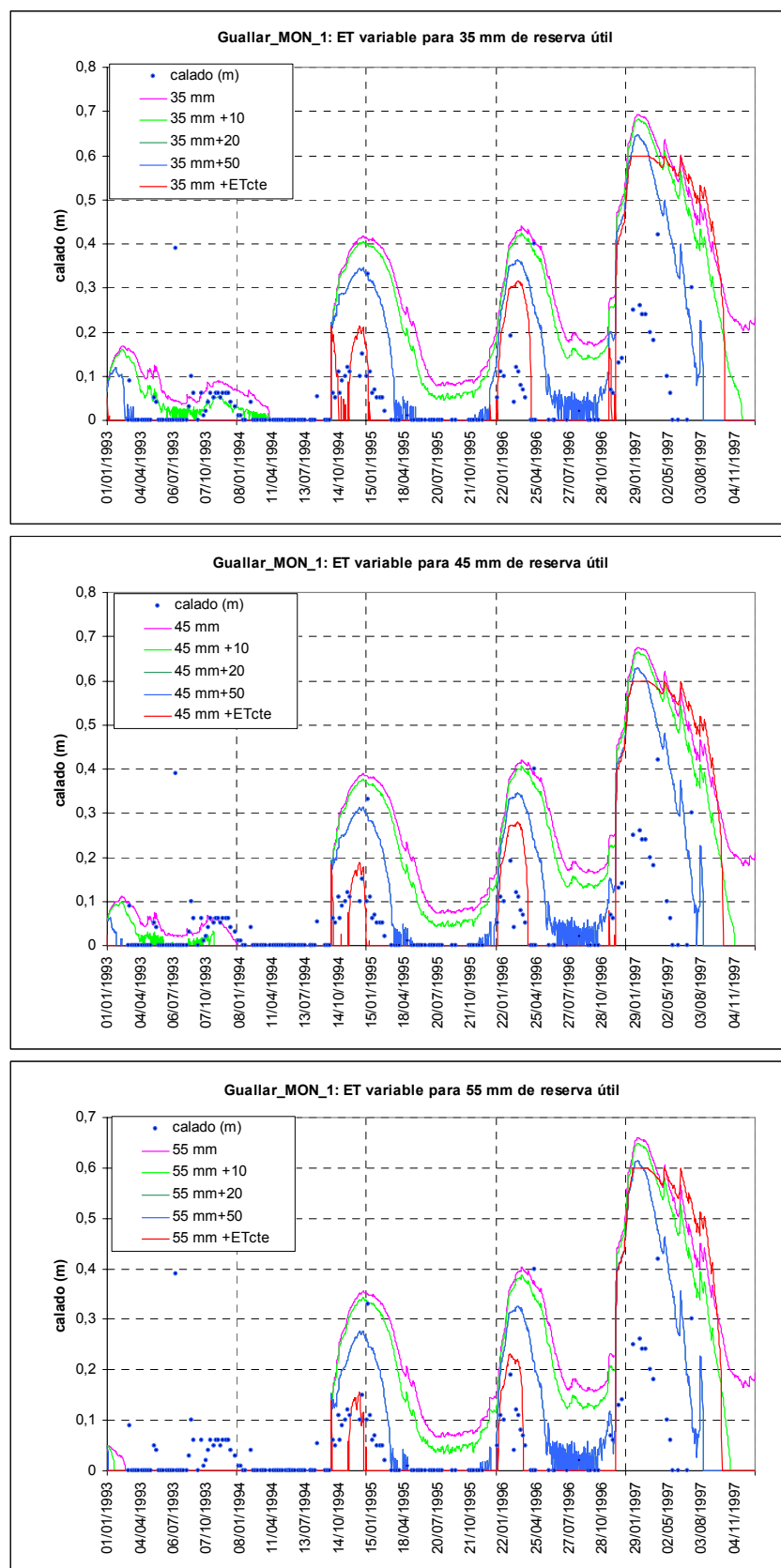


Figura A13 (cont). Las líneas representan los calados diarios en Guallar generados por BALAN mediante la hipótesis MON_1 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

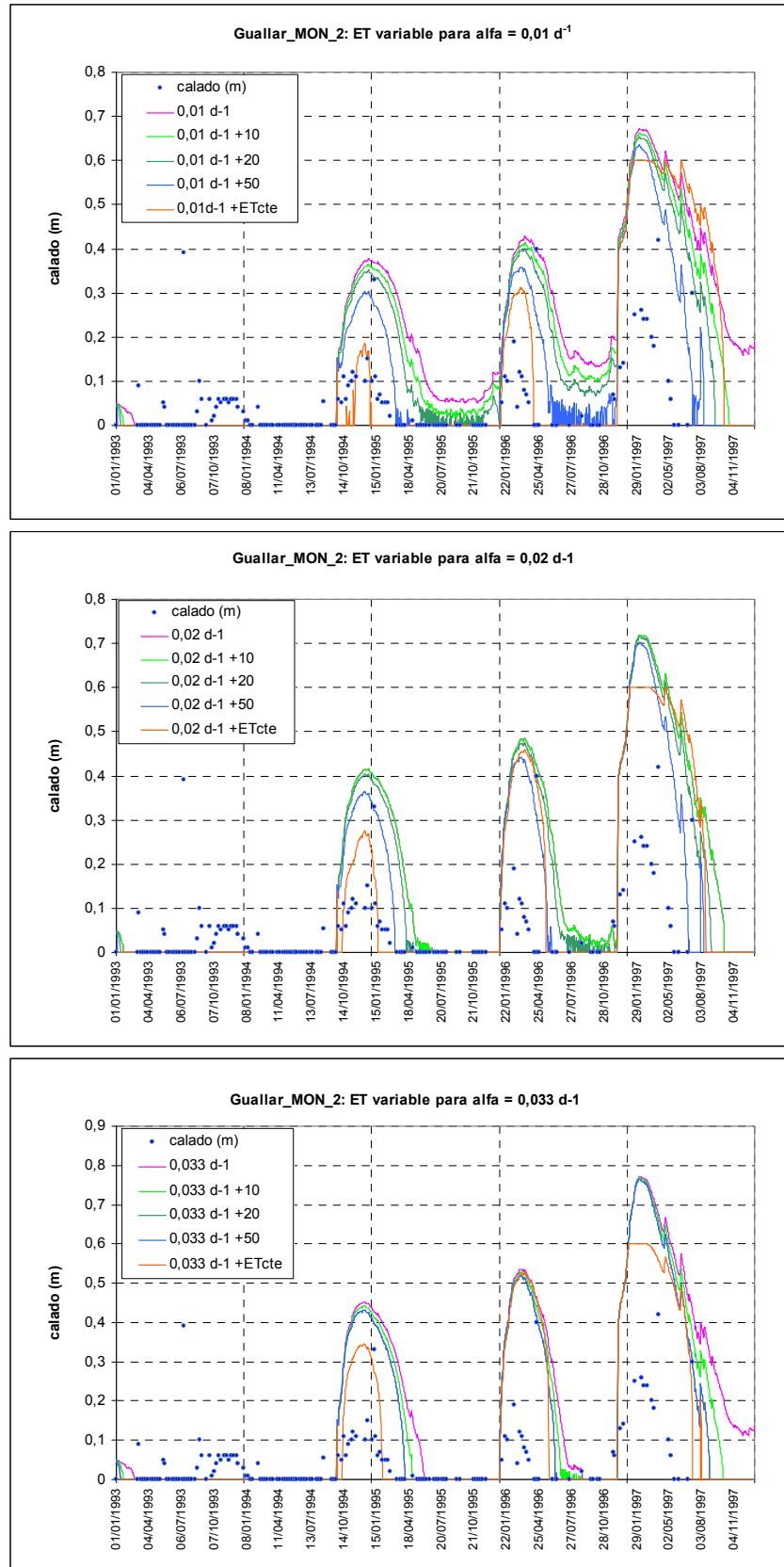


Figura A14. Las líneas representan los calados diarios en Guallar generados por BALAN mediante la hipótesis MON_2 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

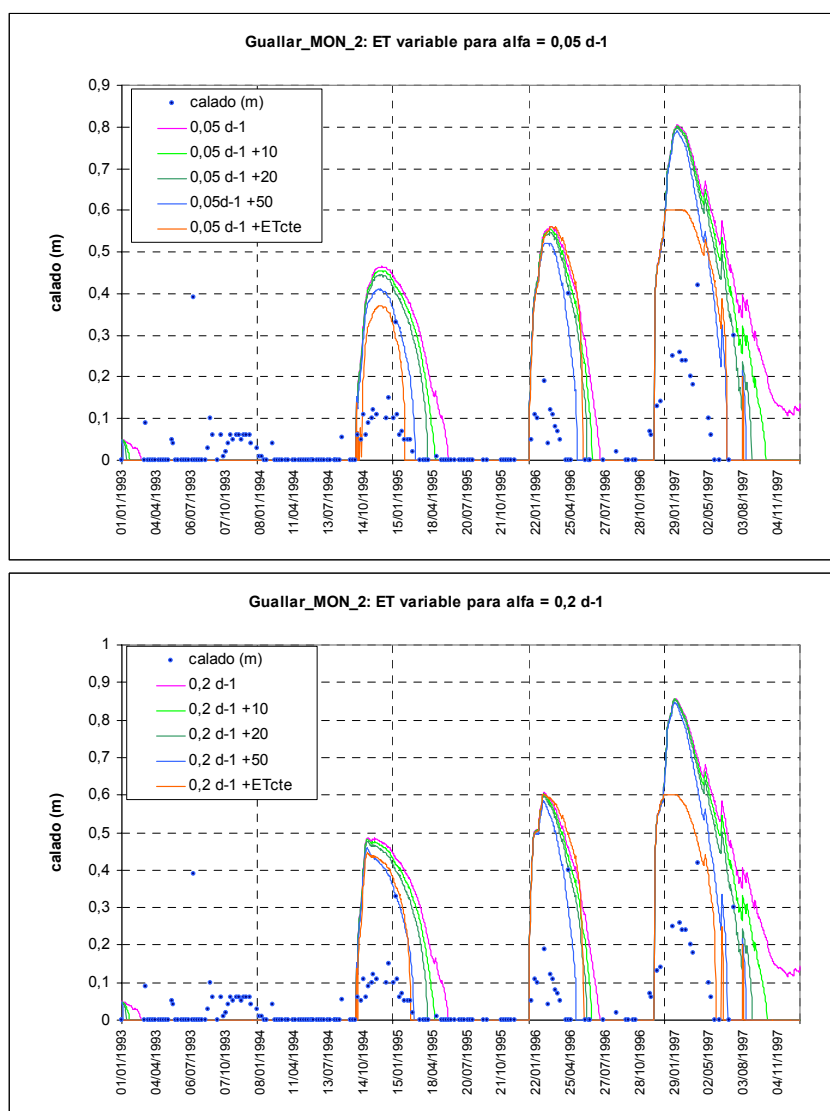


Figura A14 (cont). Las líneas representan los calados diarios en Guallar generados por BALAN mediante la hipótesis MON_2 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

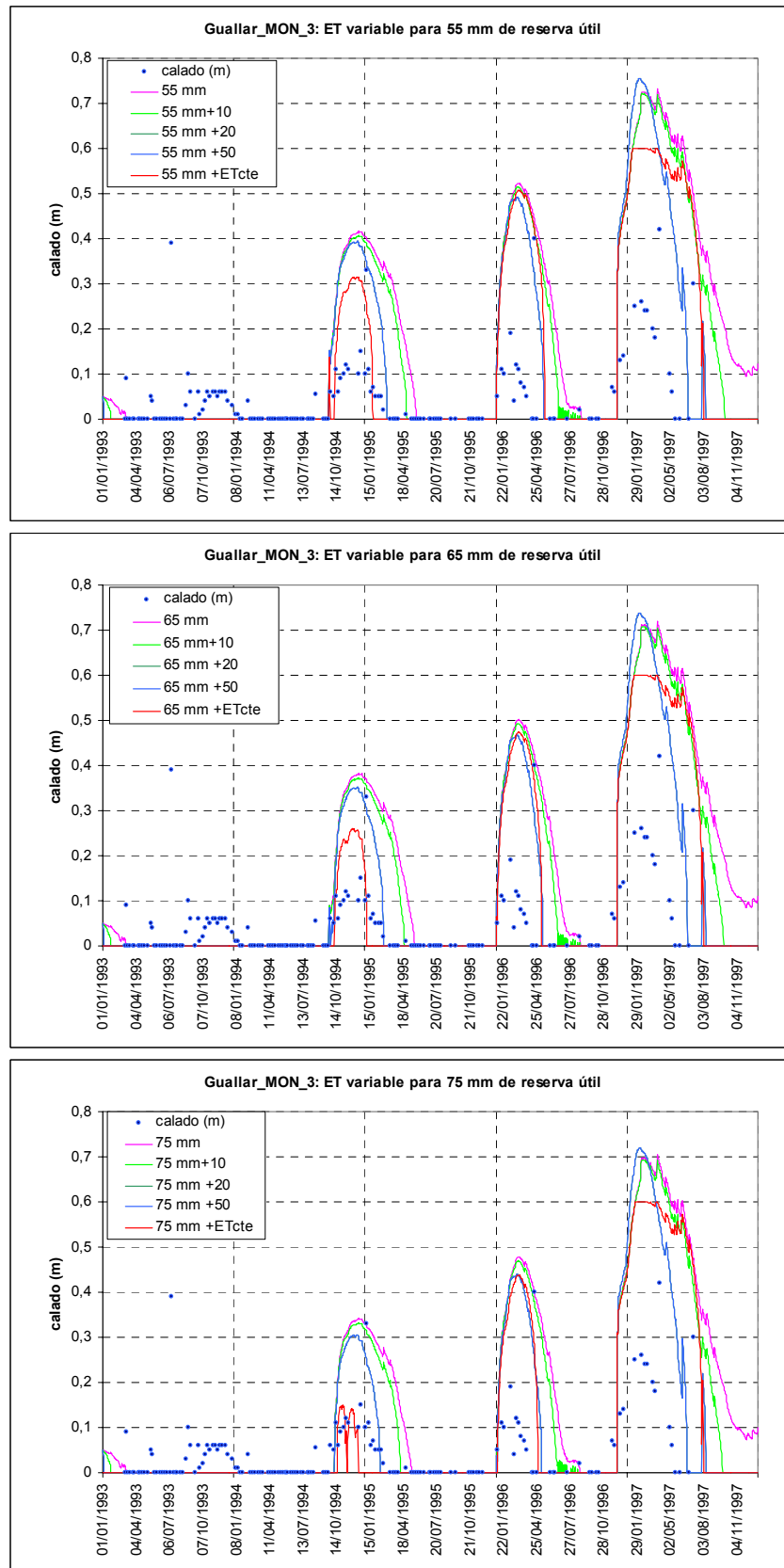


Figura A15. Las líneas representan los calados diarios en Guallar generados por BALAN mediante la hipótesis MON_3 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

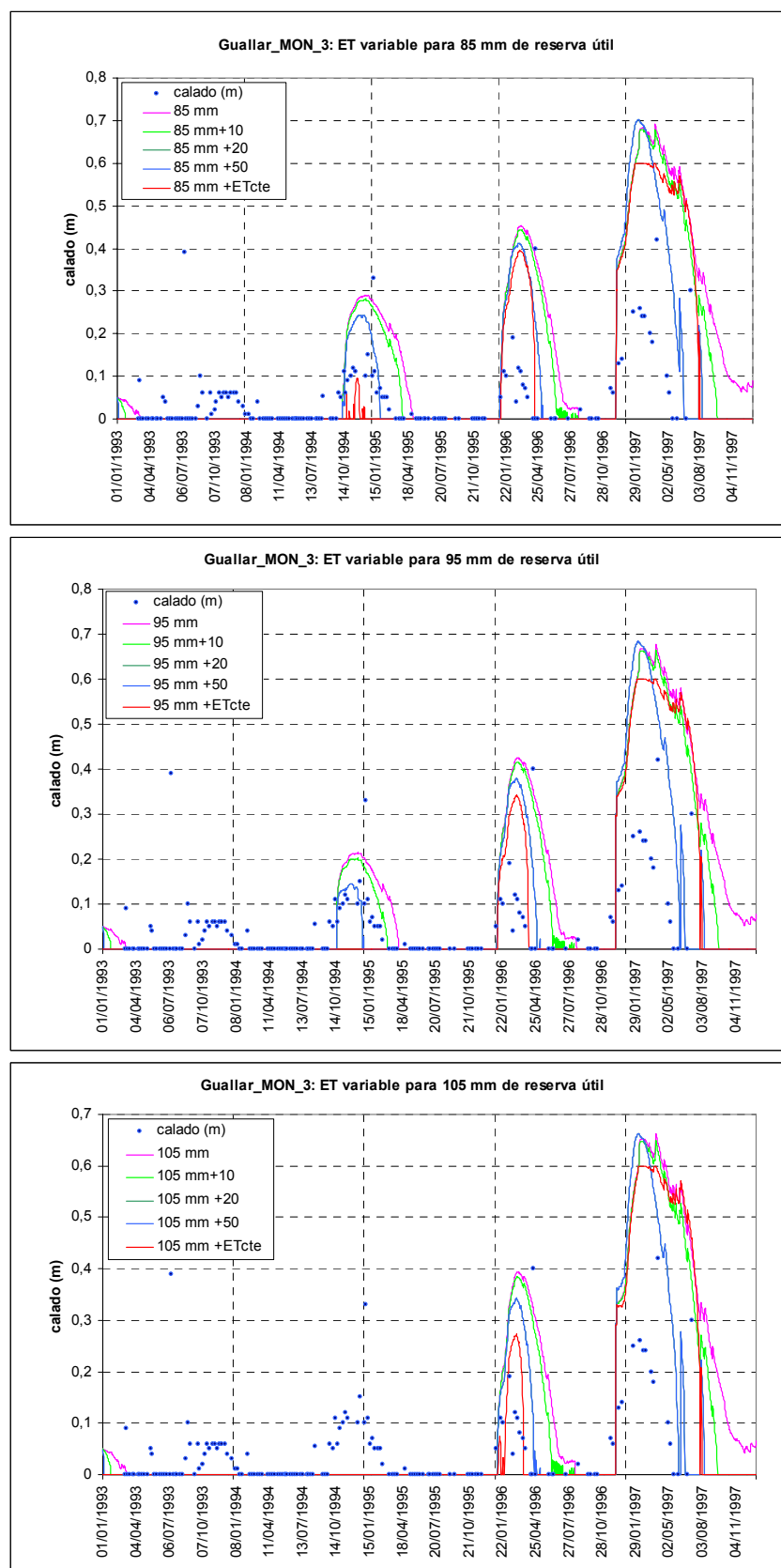


Figura A15 (cont). Las líneas representan los calados diarios en Guallar generados por BALAN mediante la hipótesis MON_3 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

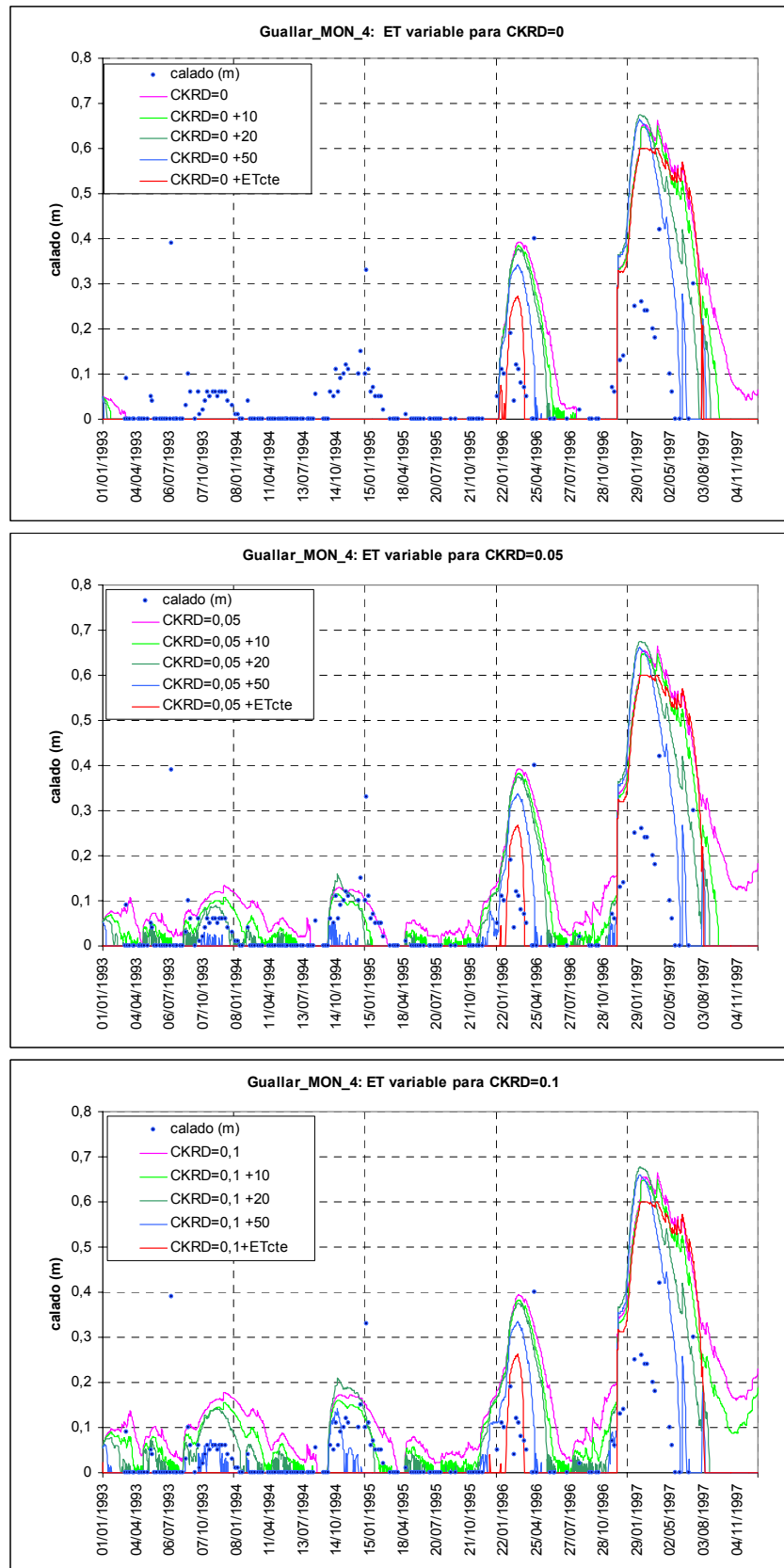


Figura A16. Las líneas representan los calados diarios en Guallar generados por BALAN mediante la hipótesis MON_4 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

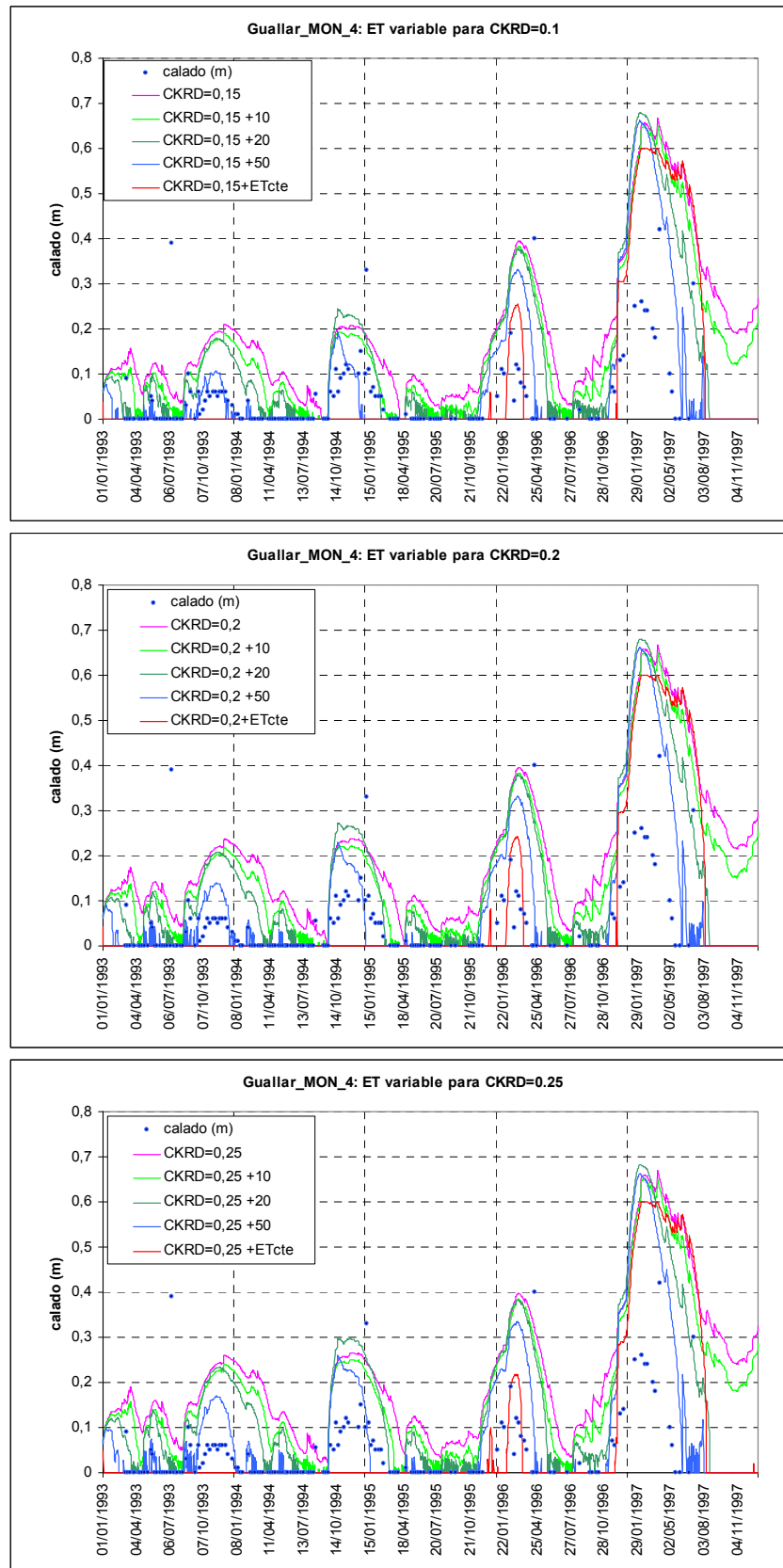


Figura A16 (cont). Las líneas representan los calados diarios en Guallar generados por BALAN mediante la hipótesis MON_4 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

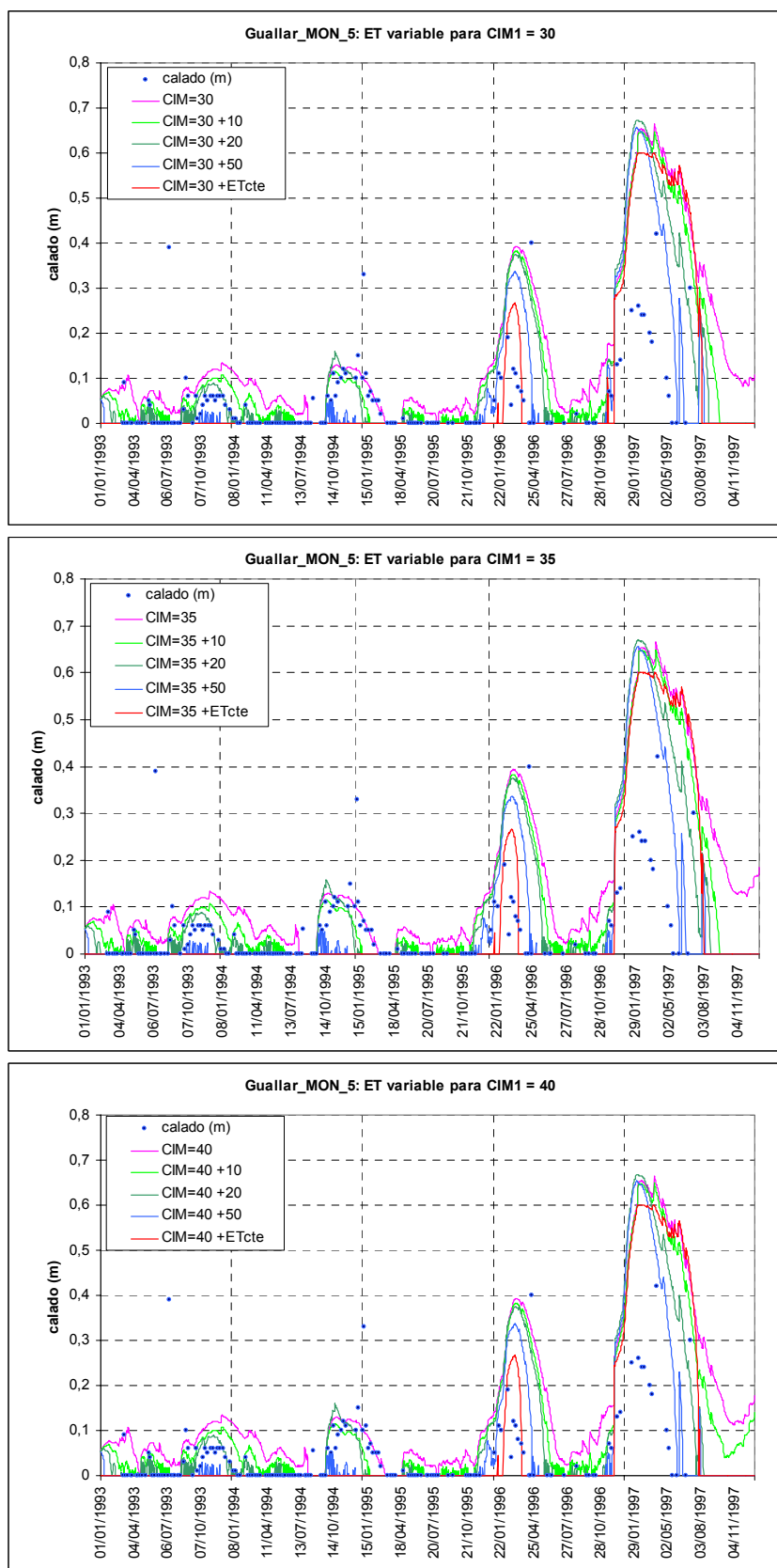


Figura A17. Las líneas representan los calados diarios en Guallar generados por BALAN mediante la hipótesis MON_5 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

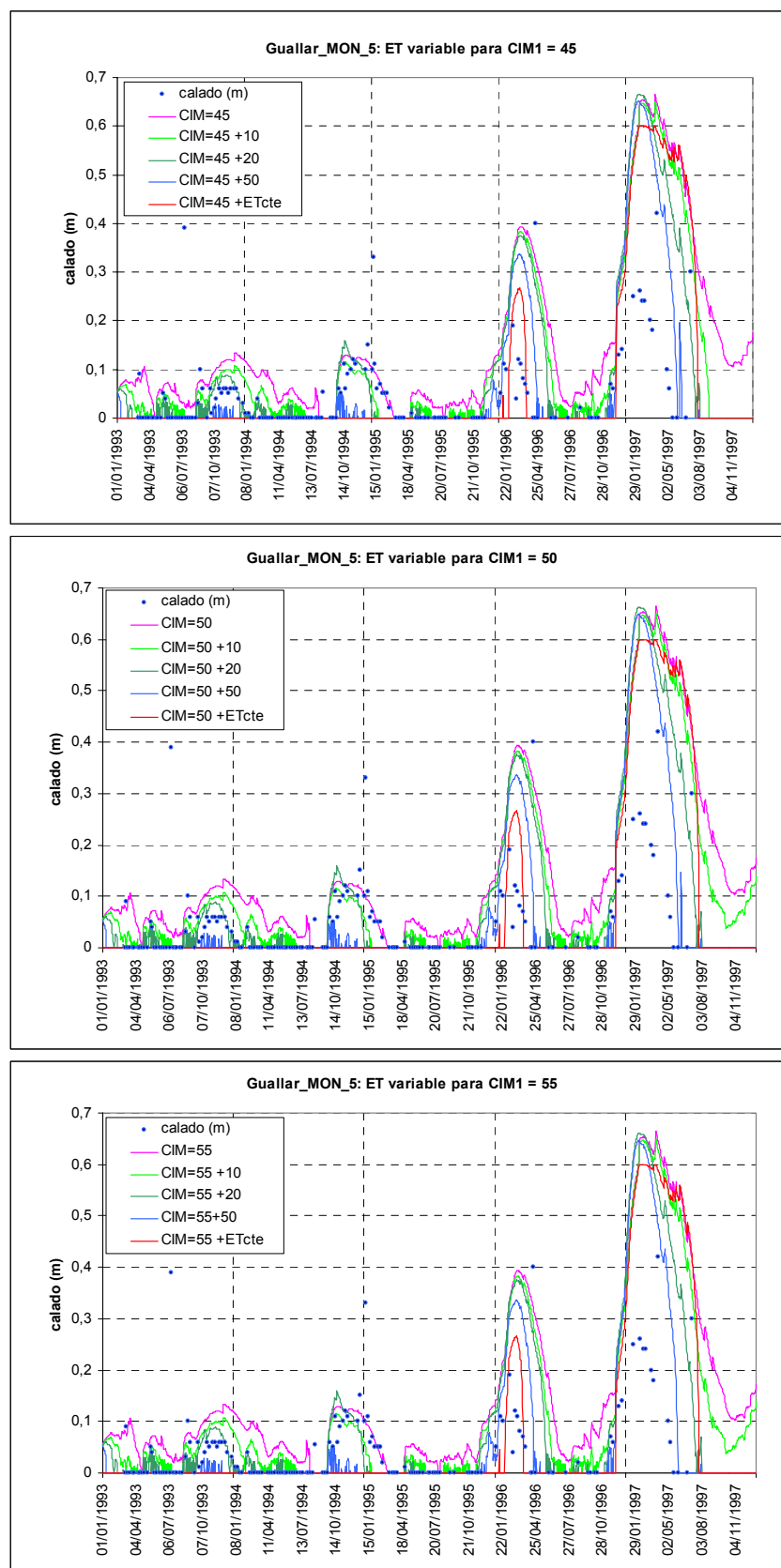


Figura A17 (cont). Las líneas representan los calados diarios en Guallar generados por BALAN mediante la hipótesis MON_5 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

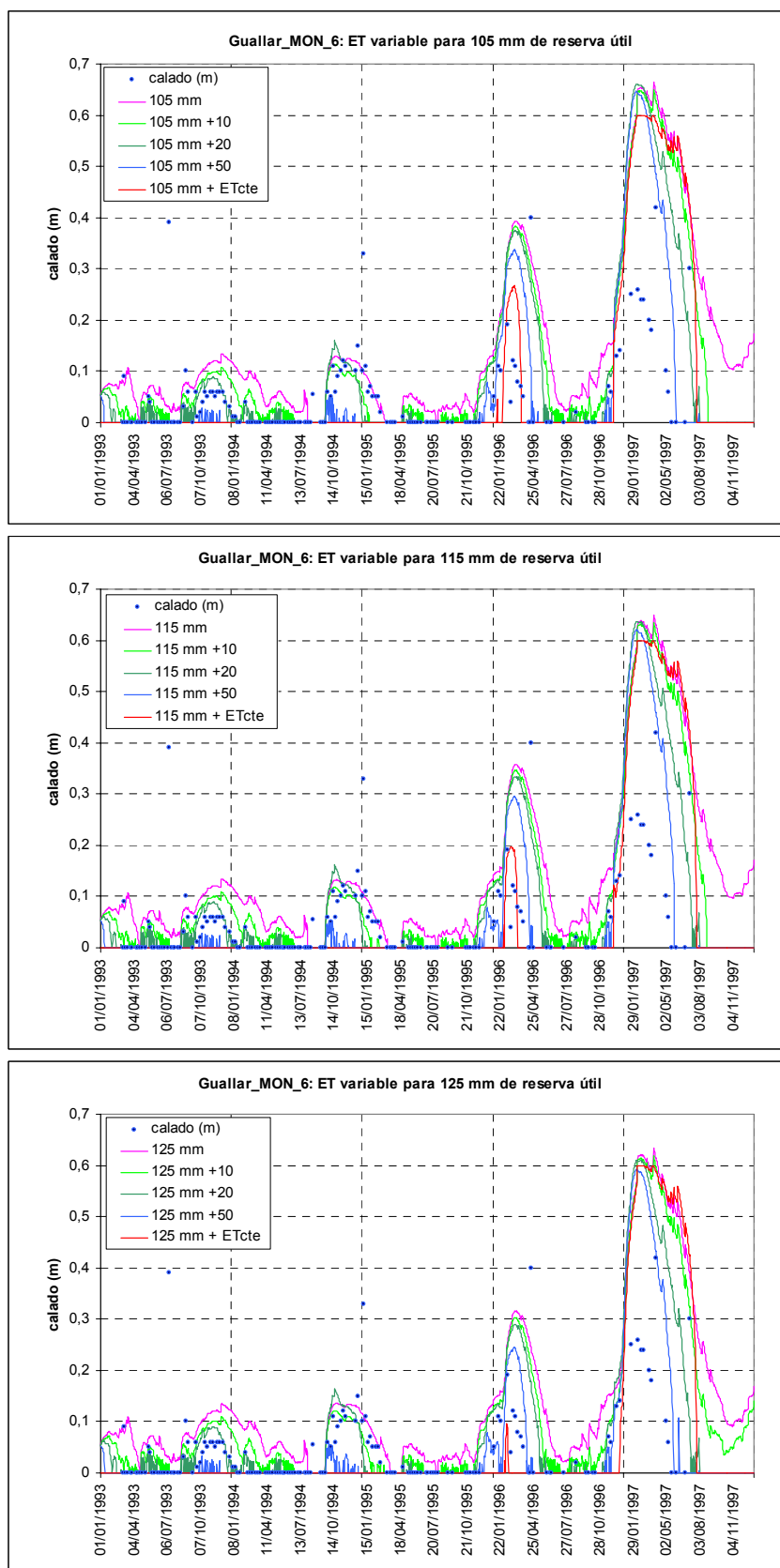


Figura A18. Las líneas representan los calados diarios en Guallar generados por BALAN mediante la hipótesis MON_6 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

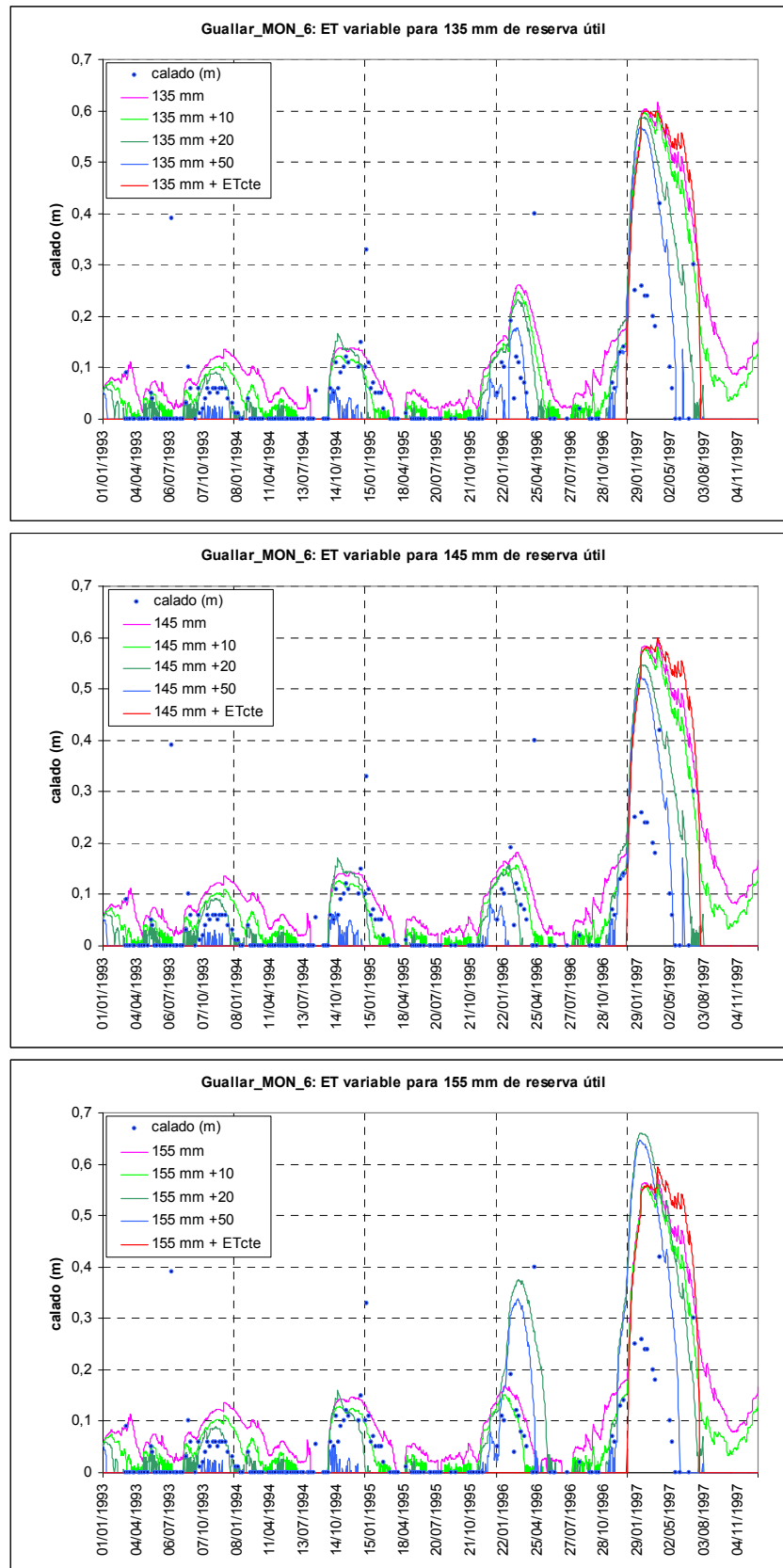


Figura A18 (cont). Las líneas representan los calados diarios en Guallar generados por BALAN mediante la hipótesis MON_6 y con varios incrementos de evaporación capilar; los puntos son los 195 calados de referencia en esa salada.

El estado de las saladas del sur de Monegros analizado en entorno SIG

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

Las saladas de Bujaraloz-Sástago han sido estudiadas como parte del endorreísmo español y aragonés desde mediados del siglo pasado (Dantín, 1942; Quirantes, 1965; Plans, 1969) aunque existen referencias de carácter general en otros trabajos que datan de la segunda mitad del siglo XIX (Berga, 1993). Diversos autores han revelado su singularidad desde campos científicos variados y han postulado su conservación por considerarlas una unidad funcional con entidad propia y un patrimonio único para Europa. Todos ellos han compartido la necesidad de promover la investigación multidisciplinar de las saladas y el temor a la destrucción total o parcial de sus valores, herencia de un pasado geológico común a toda la cuenca del Ebro y testigo de nuestra aridez.

Gracias a la insistencia de conservacionistas del campo de la ornitología y la ecología, y por un compromiso internacional de conservación, mediante el Decreto 147/2000 de 26 de julio de 2000 (Boletín Oficial de Aragón de 4-8-2000), el Gobierno de Aragón inició el procedimiento de aprobación del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (D.G.A., 2003) de las Zonas Esteparias de Monegros Sur (Sector Occidental). En él se definen las estepas del centro de la Depresión del Ebro, objetivo del Plan y, dentro de este territorio se mencionan algunas de las saladas del sur de Monegros. Dicho Plan recoge la delimitación ampliada de las Zonas de Especial Protección para las Aves (Z.E.P.A.s) y de los Lugares de Interés Comunitario (L.I.C.s) establecidos mediante Acuerdos de 17 de noviembre de 1999 y de 26 de julio de 2000 del Gobierno de Aragón, respectivamente. Ambos tipos de espacios integrarán la Red Europea Natura 2000 en condición de Zonas de Especial Conservación (Z.E.C.s) a partir de 2004. Sin embargo, la adopción obligada de esta medida no refleja una mentalidad conservacionista por parte de la Administración, que aún no ha redactado ni aprobado el P.O.R.N. mientras se detecta la progresiva alteración de estos humedales.

Toda la plataforma endorreica de Bujaraloz-Sástago se está atravesando con las obras de concentración parcelaria asociadas a los nuevos regadíos. Sólo el 50% de la plataforma será gestionada en parte por el P.O.R.N.: la Z.E.P.A. “La Retuerta y Saladas de Sástago” y el L.I.C. “Monegros”, una franja del cual ha quedado fuera del P.O.R.N. El borrador de avance de marzo de 2003 recoge un listado de 48 saladas dentro de la Z.E.P.A., la mayoría sin

nombre y todas sin coordenadas. Se desconoce cuáles podrán ser amparadas con alguna figura de protección legal, pues algunas de ellas ya han desaparecido o están muy afectadas por las nuevas obras. Por otro lado, todo el complejo endorreico de Bujaraloz-Sástago está incluido en el primer Inventario de Puntos de Interés Geológico de Aragón, catálogo abierto de sitios de especial interés por su representatividad o valor didáctico y/o paisajístico que fue elaborado en 1995 bajo la dirección del Gobierno de Aragón y que no ha tenido repercusión legal exceptuando algún yacimiento paleontológico (Leranoz, 1998; D.G.A., 2001).

El otro 50% de la plataforma endorreica se está transformando según se ha establecido en el Plan Coordinado de Obras del Modificado de la 1ª Parte, 2ª fase (sectores VIII-A y XI-A) y de la 2ª parte, 1ª fase (sectores XI-A y XIII-A) de la zona regable de Monegros II, elaborado por la Confederación Hidrográfica del Ebro, el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y el Gobierno de Aragón (Comisión Técnica Mixta, 2002). Con dicho Plan, aún no aprobado, se ha modificado el inicial Plan General de Transformación de 1986 que, derivado de la Ley de Riegos del Alto Aragón de 1915, pretendía implantar nuevos regadíos. Aparentemente, el único criterio para delimitar las áreas de riego ha sido el ornitológico, con la finalidad de acallar las voces ecologistas y justificarse ante la Unión Europea, que carece de datos acerca del medio físico a transformar. Se desconoce si aquí hubo estudios de suelos con la escala adecuada y, en su caso, qué criterios se siguieron para autorizar el riego de áreas endorreicas salinas.

Las saladas de Monegros son similares a humedales de otras regiones semiáridas del mundo. En Estados Unidos, el U.S. Fish and Wildlife Service ha catalogado este tipo de humedales como *Isolated Wetlands* tipo *Playa* y *Salt Flat* (Tiner et al., 2002) y los ha inventariado y caracterizado exhaustivamente por su reconocido valor para la conservación de la biodiversidad y por su interés científico. Por su parte, la agencia para la protección del medio ambiente (U.S. Environmental Protection Agency, 2004) ha incorporado recientemente el *playa-lake* en su sistema de clasificación de humedales para actualizar la clasificación tradicional de Cowardin et al. (1979) empleada en el National Wetlands Inventory, documento de uso habitual en tramitaciones ambientales de ese país. Paralelamente a la actualización del inventario nacional de humedales, el U.S. Geological Survey mantiene la investigación hidrológica en humedales con vistas a su restauración (Hunt et al., 1997, 1998 y 1999) y una base de datos bibliográfica de acceso público con más de 2000 referencias sobre la restauración de humedales, para que los políticos y gestores del medio ambiente, así como las instituciones educativas dispongan de información actualizada sobre este tema (Northern

Prairie Wildlife Research Center, 1996). Sistemas endorreicos similares a las saladas de Monegros constituyen humedales prioritarios del South African National Wetland Inventory (Dini et al., 1998; Finlayson et al., 1999).

Según Casado y Montes (1995), los rasgos peculiares de estos humedales salinos de la Depresión del Ebro no son tan generales y comunes a otros humedales interiores españoles como creyeron los naturalistas de hace un siglo, y su conocimiento sigue siendo incompleto y fragmentario. Su conservación incumbe al Ministerio de Medio Ambiente en coordinación con el Gobierno de Aragón, en respuesta a su Plan para la Conservación de la Biodiversidad y a la iniciativa MedWet (Costa et al., 1996). Dentro de los objetivos y, en cumplimiento del Plan Estratégico Español de Humedales, se prevé la elaboración, revisión y actualización periódica del Inventario Nacional de Zonas Húmedas, que se regula mediante Decreto 435/2004 de 12 de marzo, publicado en el Boletín Oficial del Estado del 25 de marzo de 2004. Para tal fin, hace ocho años se viene elaborando una ficha básica de inventario que permita estandarizar e informatizar los datos sobre todos los humedales nacionales aportados por las comunidades autónomas (Figura A1). Se pretende que los datos recogidos en este inventario sirvan para elaborar planes de uso y gestión de humedales protegidos. Con toda seguridad, el número de saladas de Monegros recopiladas en este futuro inventario será mucho menor que las reconocidas por algunos autores citados en este trabajo, y será difícil conseguir el objetivo de tantos planes, autonómicos, nacionales y comunitarios.

La destrucción de saladas en Monegros se suma a la continua degradación de humedales españoles cuya extensión se ha reducido en más de un 60% en los últimos 50 años, siendo la causa principal su conversión a tierras agrícolas (D.G.O.H., 1991). Así, en 1996, sólo el 11% de los casi 2000 humedales recogidos en el Inventario de la D.G.O.H. gozaban de alguna figura de protección legal. Muchos de los impactos en humedales incluidos en dicho Inventario se han advertido en las saladas estudiadas en esta Tesis. En el Norte de Monegros, Sariñena es un ejemplo de salada que, una vez degradada a embalse de agua dulce y eutrofizada, resulta aprovechable como Zona de Especial Protección para las Aves; a pocos km de ella, la mitad de Laguneta se ha convertido en un criadero de aves mientras que la otra mitad se ha rellenado artificialmente con tierra y tiene uso agrícola. Más cerca de la plataforma endorreica de Bujaraloz-Sástago, las saladas de Valfarta, afectadas por las transformaciones de Monegros II sector II, en regadío desde 1993, se utilizan como vertedero (Figura A16c, d) o exigen obras de drenaje para su aprovechamiento agrícola; también en Monegros, la salada de Candasnos se utiliza desde 1999 como balsa de regulación de los

efluentes de riego del sector III y empieza a recoger importantes poblaciones de patos (Figura A16d, e), indicador de su alteración; en la plataforma endorreica, Salobral y Saladar, junto a Bujaraloz, se utilizan actualmente como vertederos (Figura A16a, b).

Paralelamente a la destrucción de los humedales salinos de Monegros, camina rezagadamente el reconocimiento de algunos de sus valores. Ha transcurrido casi un siglo y medio desde que Loscos descubriera en la salada de Chiprana el diminuto halófito *Microcnemum coralloides* (Castroviejo et al., 1990, página 534) hasta el reciente interés mostrado por el Gobierno de Aragón en comprobar su existencia (Cervantes y Sanz, 2002), ya señalada hace décadas por otros autores (Herrero, 1982; Blanché y Molero, 1986; Sainz et al., 1996). Mientras, se han constatado evidencias del impacto causado por los efluentes de riego en aquella salada (Baquer, 1999; Valero-Garcés et al., 2000) y en otras de la zona (Guerrero et al., 1991). Especies como la hepática *Riella helycophilla*, aparecida accidentalmente en algunas saladas de Monegros (Marín, 1982), se ha incluido recientemente en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón, según se ha publicado en el Boletín Oficial de Aragón del 22 de marzo de 2004. El ostrácodo endémico de Monegros *Eucypris aragonica*, encontrado en el Saladar en muestreos de 1987 y 1988 (Sanz y Pedrocchi, 1992; Pedrocchi, 1998), se ha incluido en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, según publica el Boletín Oficial del Estado del 5 de Noviembre de 2002; a la vez, el nuevo colector de las aguas de riego de Bujaraloz ha atravesado y destruido la salada. La presencia documentada de éstas y otras especies amenazadas en saladas recientemente destruidas y en otras que lo serán próximamente, como Salineta o Agustín, son un ejemplo de la desconexión entre los estudios científicos y los planes y actuaciones de transformación del territorio.

Para estudiar y dar alternativas al deterioro de las saladas es necesario identificar los procesos que lo originan, que a su vez son una compleja suma de factores no sólo físicos sino también culturales, sociales, económicos y políticos, cuyo análisis escapa al objetivo de este trabajo. Concretamente aspectos como los deslindes, la tenencia de tierras, el manejo asociado a la estructura de las explotaciones, la política agraria comunitaria, los precios y mercados, etc. quedan desdibujados ante la fuerte intervención de las Administraciones públicas, tanto directamente en la planificación y ejecución de las obras de regadío como en su financiación directa o indirecta y en la dotación de aguas de riego.

La identificación del estado actual de las saladas es una labor prioritaria no sólo para abordar el estudio científico de otros aspectos sino también para planificar el territorio con

conocimiento y responsabilidad. El manejo de los ingredientes del ambiente es complejo y por ello frecuentemente se usan parámetros que evalúan aspectos ambientales vinculados a intereses socioeconómicos, a veces con el desgastado señuelo del desarrollo sostenible. Con ellos se pretende simplificar y cuantificar fenómenos complejos cuya identificación y medida dependen del observador, con la finalidad de registrar los cambios en el medio y sistematizar su estudio. Por otro lado, la combinación de los parámetros indicadores en índices y su integración en un Sistema de Información Geográfica (SIG) permite evaluar el estado de los elementos de interés a diferentes escalas, espaciales y temporales (Bodoque et al., 2001; ERF, 2004a; ERF, 2004b) y ofrece a los gestores ambientales una interesante herramienta para la planificación (Moizo, 2004) permitiendo gestionar, analizar y actualizar la información disponible y, al incorporar la teledetección, trabajar con información histórica, sinóptica y sincrónica.

Inicialmente se desarrollaron indicadores sobre temas globales de interés internacional como el clima y el control de la contaminación, y en los últimos años se han aplicado a aspectos ecológicos como la biodiversidad, generándose gran cantidad de indicadores a diferentes escalas. Su desarrollo ha respondido a la necesidad de ilustrar los resultados de las políticas ambientales a escala regional, nacional o internacional (Atauri y De Lucio, 2002), siendo excesivamente genéricos para su aplicación a escalas locales como las saladas de Monegros.

Además, a pesar de la reconocida importancia de los indicadores ambientales para comunicar la información científica y técnica (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2003), existen dificultades en su definición y estandarización debido a que sólo son aplicables a una escala geográfica específica, a la falta de coordinación entre organizaciones e instituciones de gestión, a la baja prioridad que han tenido en la formulación de políticas y en la toma de decisiones y, sobre todo, a la carencia del ingrediente básico, la información científica.

Por su parte, la Agencia Europea de Medio Ambiente tiene un listado abierto de más de 140 indicadores ambientales (European Environment Agency, 2004) que revelan problemas muy generales derivados del uso del aire, agua, suelo y naturaleza, con escasa resolución para el objeto de estudio de esta Tesis. Una iniciativa más sólida y próxima es la del U.S. Environmental Protection Agency and Environment Canada para la conservación y restauración de los hábitats acuáticos de los Grandes Lagos (State Of Lakes Ecosystem

Conferences, SOLEC), que adoptan un sistema de clasificación de indicadores basado en el modelo “Estado-Presión-Respuesta”, uno de los más aceptados por su aplicabilidad. En la selección de indicadores se ha tenido en cuenta la escala espacial y temporal de su aplicación así como su consenso y utilidad para múltiples usuarios. La revisión permanente de este listado de indicadores por diferentes grupos de expertos se refleja en la incorporación de nuevos indicadores en campos como la limnología, los suelos, y las comunidades bénticas clave, entre otros (Bertram y Stadler-Salt, 1999). Su aplicabilidad a los humedales de Monegros, precisaría un conocimiento básico y sistemático del área de estudio, del que se carece, y una adaptación de los indicadores de humedales al carácter específicamente árido de la zona.

La complejidad del medio también se revela en la forma en que el Gobierno Vasco ha estructurado y definido los indicadores ambientales con fines de gestión regional (Gobierno Vasco, 2003). En este caso se prioriza la simplificación, su carácter medible y su posibilidad de analizar en series temporales. Aunque el seguimiento que más interesa a los responsables de la administración es el orientado a analizar las consecuencias de la gestión, es loable la pretensión de dar verdadera utilidad a los indicadores como herramientas de gestión que permitan fijar responsabilidades a los gestores del medio así como su actualización cada pocos años.

En cuanto al desarrollo de indicadores ambientales de humedales, el Plan Andaluz de Humedales (Junta de Andalucía, 2002) ofrece una interesante aportación metodológica y conceptual basada en el análisis ecosistémico (Montes et al., 1998) del medio y la jerarquización del mismo en escalas espaciales y temporales para identificar los procesos y los indicadores tanto naturales como antropogénicos. En dicho Plan, además, se define el término humedal con claridad y solidez suficiente para incluir inequívocamente 147 superficies con lámina de agua o sin ella y con extensiones entre 0.02 ha y miles de ha, y se reconoce la importancia del conocimiento científico de los humedales para establecer los criterios y los indicadores básicos de su integridad ecológica.

Los indicadores son de uso muy frecuente en estudios ecológicos que generalmente obvian el componente abiótico del sistema, siendo notable la falta de atención prestada a aspectos que informen sobre los procesos y variables como la hidrología, la geomorfología, los suelos, etc. Fuera del campo de la Ecología, también se han utilizado en análisis espacial

del territorio, como el de Geneletti (2004), que documenta de manera sencilla el proceso de cuantificación y asignación de pesos a las variables observadas.

Una de las apreciaciones más completas del medio a escala local es la utilizada por Cendrero et al. (2003), para valorar la sostenibilidad mediante indicadores e índices que reflejan la aptitud productiva del territorio. Para ello, estos autores integran componentes de diferente naturaleza y dimensión: componentes básicos (aire, agua, biota, suelo y procesos geológicos), indicadores de estado, presión y respuesta, y otras funciones. Aunque consideran el territorio tanto desde el punto de vista “ecocéntrico”, es decir, desde su naturalidad, como desde el punto de vista “antropocéntrico”, desde su potencial de uso o servicio, cuando existen claros intereses de uso, el protagonismo de la naturalidad y otros aspectos de los hábitats se disipa en el proceso de valoración del medio, sobre todo si se manejan términos económicos. En este sentido, Klijn y Udo de Haes (1994) también han introducido aspectos abióticos del medio para clasificar ecosistemas de Holanda en niveles jerárquicos.

La utilización de indicadores de procesos geológicos para valorar la condición y tendencia del medio es muy escasa debido quizás a la dificultad de trabajar con cualidades dinámicas del medio, que requieren conocer la evolución de los procesos geomorfológicos ante los cambios y, además, tener en cuenta la dilación de la respuesta de los sistemas naturales, en tiempo y en espacio. Rivas et al. (1997) han propuesto una metodología para incorporar los aspectos geomorfológicos a las evaluaciones de impacto ambiental. Los parámetros y criterios establecidos, sobre aspectos como la singularidad y diversidad geomorfológica y la complejidad del relieve, precisan de un buen conocimiento de la geomorfología del área de estudio.

Los humedales son los espacios más sensibles y su diagnóstico requiere indicadores precisos y con especial capacidad descriptiva y predictiva (Atauri y De Lucio, 2002). No se han encontrado estudios de indicadores estandarizados que permitan sistematizar el estudio de humedales salinos como los de Monegros a una escala apropiada. Por el momento sería imprescindible una fase previa de adquisición de información básica de los procesos abióticos y bióticos de estos hábitats con un enfoque jerárquico que permitiese establecer indicadores de su estado y de los cambios que en él se produzcan a diferente escala temporal y espacial.

1.2. Objetivo

El objetivo de este Capítulo es analizar el estado de las saladas del sur de Monegros empleando los datos de campo y de satélite disponibles integrados en un sistema de información geográfica que permita gestionar los datos y evaluar los resultados de forma sistemática y sencilla. Los criterios empleados son subjetivos pero están explicitados de manera que pueden variarse según otro punto de vista o según los cambios que se produzcan en la zona. Este objetivo general se desglosa en dos objetivos parciales: (i) estudiar los cambios perceptibles en las saladas ocurridos en las últimas décadas y (ii) valorar su estado actual mediante índices que permitan establecer prioridades de actuación.

2. ÁREA DE ESTUDIO

2.1. Perspectiva y componentes

Los humedales salinos de Monegros, como unidad funcional del paisaje, constituyen una combinación de características climáticas, geomorfológicas, hidrológicas, edafológicas, biológicas y culturales. La integración de diferentes escalas para estudiar su componente perceptible, desde la interpretación directa de campo hasta la de las imágenes de satélite, es una herramienta básica del análisis ecosistémico del territorio (Montes et al., 1998) muy utilizado en el estudio de humedales y ecosistemas en general (Junta de Andalucía, 2002; Atauri y De Lucio, 2002). Según este enfoque, las saladas de Monegros, como humedal o complejo palustre, constituyen un ecotopo interdependiente de otras jerarquías superiores, regionales y zonales.

El punto de vista empleado en este estudio de las saladas es ecocéntrico, es decir, está basado en la naturalidad de estos hábitats y, por tanto, parte de un interés en su preservación por considerarlos un patrimonio cultural de enorme valor científico. Aunque los valores inspiradores de las primeras iniciativas conservacionistas de las saladas de Monegros, y de los humedales en general, han recaído en algunas poblaciones de aves, existen otros muchos motivos para abordar su estudio y contribuir a su conocimiento, de ellos hay muestras esparcidas por la literatura, algunas de las cuales se han citado en la Introducción de esta Tesis. Como señalan algunos estudios (Junta de Andalucía, 2002), los criterios que propone RAMSAR para caracterizar humedales de importancia internacional (basados en la presencia de efectivos numéricos de poblaciones singulares o comunidades) podrían extrapolarse a otros

grupos de organismos, por ejemplo los microbios ligados a los humedales fluctuantes, aunque no haya de ellos tanta información disponible como de aves acuáticas.

Una aproximación jerárquica al estudio de los humedales permite asignar la escala de observación más adecuada para cada proceso. En una escala elemental de análisis hay tres factores básicos interrelacionados y jerarquizados en las saladas: el agua, las cubetas y los organismos. Los criterios necesarios para caracterizar este medio serían hidrológicos, como los patrones de inundación y los calados y la composición de las aguas, geomorfológicos como los procesos geomorfodinámicos, y biológicos, como los macrófitos y las comunidades microbianas. Interesa recalcar que aunque los elementos abióticos habitualmente dominan a los bióticos, el control morfodinámico e hidrológico de los humedales no ha sido suficientemente reconocido en estudios de conservación.

El agua, los suelos hídricos y la vegetación higrófila indican la existencia de humedales y, entendido su funcionamiento de forma conjunta, sirven para identificar su estado o salud. En el área de estudio, la disponibilidad de datos acerca de la hidrología, los suelos y la vegetación, ha condicionado la perspectiva del estudio del estado de las saladas.

Las observaciones de agua de las saladas se han tratado en Capítulos precedentes donde se han estudiado las variaciones del calado de algunas saladas con relación a variables climáticas (Capítulo IV), y un balance de agua en el suelo y acuífero (Capítulo V), a partir de observaciones de campo y de satélite. Si han sido escasas las observaciones de agua de las saladas más aún lo son los datos de suelos y vegetación.

En cuanto a los suelos, irreemplazable archivo histórico de procesos geomorfológicos e hidrológicos, sólo se pueden consultar descripciones de perfiles dispersas en trabajos como el de Alberto et al. (1979 y 1984), el de Herrero (1982) y el de Cuchí (1986); aunque algunos estudios hidrogeológicos de la zona aluden a una cartografía de suelos encargada por el IRYDA en los años setenta, su escala es insuficiente, su metodología inapropiada a efectos de caracterización y protección de suelos y, además, hoy es un documento obsoleto. Se desconoce si ha habido estudios edafológicos o levantamiento de mapas de suelos para delimitar las áreas a regar en los nuevos regadíos y las excluidas del riego, como suele hacerse en países con sociedades exigentes o con administraciones públicas de elevado nivel técnico.

La fitocenología de las saladas ha sido estudiada por Blanché y Molero (1986), que reconocen 13 asociaciones y 11 subasociaciones, describen nuevos sintaxones y sugieren medidas para su conservación. La vegetación halófila, con muy escasa representación en

Europa, se dispone en orlas más o menos concéntricas respondiendo a la salinidad, las disponibilidades hídricas y la textura del suelo, quedando sin vegetación el centro de la salada debido a la elevada concentración de sales o cuando la inundación se prolonga, como es el caso de las saladas tipo playa-lake. Las catenas de vegetación de algunas saladas han sido descritas también por Herrero (1982) y Pedrocchi (1998), destacando el predominio de la *Suaeda vera* en la orla más externa y del *Arthrocnemum glaucum*, en la orla más interna, hacia el centro de la salada, por el incremento de salinidad.

La elevada tasa de endemismos vegetales contribuye a la singularidad de la vegetación de la zona. A pesar de que trabajos encargados por el Gobierno de Aragón han confirmado la existencia de algunos endemismos (Cervantes y Sanz, 2002; D.G.A., 2003) descritos en trabajos anteriores, no se dispone de una cartografía de la vegetación del área de estudio; mientras, el Estudio de Impacto Ambiental del Plan Coordinado de Obras (Comisión Técnica Mixta, 2002) da entidad única a la vegetación de saladar y la valora como la formación vegetal de mayor fragilidad en la zona dada su elevada calidad (definida como valor naturalístico e importancia) y su baja capacidad de regeneración ante la alteración.

2.2. Indicadores visuales

Ante la carencia de cartografía básica de suelos y vegetación a escala adecuada, durante la limitada campaña de campo hecha entre octubre de 2002 y junio de 2003 se han registrado aspectos básicos de las saladas que pueden definirse como indicadores visuales de estado, de tipo abiótico y biótico, y que cumplen los requisitos de eficiencia, validez y fiabilidad (Atauri y De Lucio, 2002). Son fácilmente perceptibles y revelan el estado de su conservación y de las amenazas que soportan. Estos indicadores han sido: el talud, los vertidos de piedras, la vegetación halófila, los cultivos y el agua, y representan aspectos de la hidrología, la vegetación y la morfología de la zona. Además, dicha campaña ha establecido una base para aglutinar gran cantidad de datos dispersos, algunos de ellos observaciones de gran valor histórico. A continuación se detallan las características del área de estudio que sirven para entender el uso de dichos elementos como indicadores del estado de las saladas.

Cuando se anota la existencia de cultivos en las saladas se expresa el uso agrícola tanto actual como pasado, reconocible por la presencia de cereal cultivado, tierras labradas y restos de uso agrícola en épocas pasadas. Cuando el uso agrícola terminó años atrás, los campos aparecen con surcos poco marcados y con vegetación ruderal. Cuando el uso agrícola es

reciente, su abandono deja descubierta una superficie desnuda. Ambos tipos de terrenos abandonados se observan tanto fuera como dentro de algunas saladas. No se ha constatado la regeneración de vegetación halófila en el interior de saladas previamente cultivadas.

En el área de estudio es habitual la exhumación de piedras durante el laboreo agrícola, dadas las características geológicas, edáficas y climáticas del área. Los suelos, poco desarrollados bajo condiciones de aridez, escasamente revisten la roca madre, tabular y desgajada, constituida por estratos donde se intercalan calizas, yesos, arcillas y margas. La práctica agrícola de profundizar la labor con el propósito de favorecer la penetración de las escasas lluvias conlleva el arranque y la fragmentación de las calizas y yesos, de fácil acceso bajo un solum de escaso espesor. Su extracción manual y su acumulación en las lindes o incluso dentro de las parcelas, ha sido una práctica habitual desde tiempo inmemorial y aún actualmente. Sin embargo, el despedregue de los campos se intensificó de manera decisiva con la entrada de la maquinaria agrícola moderna a partir de la segunda mitad del siglo pasado. Los vertidos de piedras en las saladas, considerados terrenos improductivos, se han incrementado en los últimos años gracias a dicha mecanización y ante las transformaciones parcelarias de la esperada e inminente implantación del regadío.

La presencia de agua en las saladas, muy variable, se ha considerado en este estudio por ser uno de los aspectos más llamativos, y uno de los factores que más han influido en su conservación, junto al talud, por condicionar ambos la posibilidad de aprovechamiento agrícola. La persistencia de lámina de agua es la expresión del intercambio hídrico y de sales con el acuífero subyacente, indica una importante actividad evaporante en la salada, y va unida a la presencia de precipitados de sales a menudo visibles como eflorescencias (Figuras A11 y A12). La ocasionalidad de la presencia de agua es determinante de los procesos físicos, químicos y biológicos que confieren originalidad a estas saladas. A diferencia de otros humedales, la amenaza principal a estos hábitats es la alteración tanto de las fases de llenado-vaciado como del quimismo de sus aguas, incluyendo la contaminación, por efluentes del nuevo regadío.

3. MATERIAL

Para estudiar el estado de las saladas se han utilizado fuentes de datos de naturaleza diversa y que se agrupan en (i) publicaciones y estudios inéditos (ii) documentos cartográficos en formato digital, y (iii) observaciones de campo y satélite.

3.1. Publicaciones y estudios inéditos

En la Tabla 1 se presentan las fuentes consultadas en la revisión toponímica y los inventarios de las saladas recopilados en Castañeda (2002). Todos ellos tienen referencias geográficas excepto el de Balsa et al. (1991) que es el de toponimia más completa, pues da nombre a 74 saladas, y tiene un croquis con los contornos de 99 saladas. Estos autores dan la altitud y la superficie de todas las saladas y detallan si se inundan todos los años o sólo excepcionalmente. Además las clasifican mediante las siglas D, FP para tipo de depresión; M, S, H para carácter de las aguas; y Lp, L, P, Ca, V, para los impactos que las afectan. Por ahora se desconoce el significado de estas siglas.

Tabla 1. Fuentes consultadas en la revisión toponímica y de inventarios de las saladas del sur de Monegros.

<i>Autor</i>	<i>Fecha</i>
J.J. Pueyo Mur	1978
C. Pedrocchi (**)	1988
F.A. Comín y M.A. Sanz (**)	1989
J. Balsa, M.L. Pascual, M.C. Guerrero y C. Montes (*)	1991
A. Berga (**)	1993
C. Pedrocchi	1998
C. Pedrocchi, comunicación personal	2000
Mapas Topográficos del Ejército escala 1:50.000:	
Hoja 413:Gelsa	1984
Hoja 414: Bujaraloz	1982
Mapas Topográficos del IGN escala 1:25.000, vuelo de 1999:	
Hoja 413-II: La Retuerta, 2ª ed.	2002
Hoja 413 IV: Mases de Los Labradores, 2ª ed	2002
Hoja 414-I: Bujaraloz	2002
Hoja 414-III: Mases de la Balsa	2002

(*) sin coordenadas geográficas; (**) no publicado.

Los inventarios inéditos de Comín y Sanz (1989) y Pedrocchi (1988 y 2000) recogen 85, 95 y 98 saladas respectivamente. Todos aportan, además de las coordenadas, la altitud y la superficie de saladas. Comín y Sanz (1989) dan nombre a 28 saladas, y aportan descripciones sistemáticas del aspecto de todas en el año 1988, recogidas en la Tabla A1. Pedrocchi (1988) emplea el topónimo *clota*, ya empleado y descrito por otros autores (Herrero, 1982; González, 1992) para nombrar 49 de ellas, y diferencia entre formación palustre, criptohumedal y saladas de tipo intermedio. En el inventario del año 2000 añade la

extensión de la cuenca de inundación de 21 saladas y otros datos relativos a la geología, paisaje y usos, y datos de los muestreos de agua, flora y fauna.

Los trabajos de Pueyo Mur (1979) y Berga (1993), sin pretensión de inventario, localizan 16 y 15 saladas respectivamente, las estudian detalladamente durante meses o años, y aportan datos sedimentológicos, hidroquímicos e hidrológicos. Los Mapas Topográficos del I.G.N. (413-II, 413-IV, 414-I y 414-III) sólo resaltan las saladas más grandes, y algunas pequeñas son identificables como curvas de depresión.

Se han introducido los inventarios citados en una base de datos común y se han llevado a entorno SIG, donde se han contrastado la localización de las saladas y los nombres asignados por cada autor. Las coordenadas se han unificado a UTM. Se han extraído las descripciones sistemáticas con fines comparativos.

3.2. Documentos cartográficos digitales

Los documentos cartográficos digitales empleados provienen de diversas fuentes, son de diferente naturaleza y calidad, y presentan diversidad de escala y formato. Su procedencia, fecha de obtención y referencia se sintetizan en la Tabla 2.

Tabla 2. Documentos cartográficos empleados, procedencia, fecha de consulta y referencia.

Documentos cartográficos	Procedencia	Fecha de consulta	Referencia
Información territorial general	Oficina de Planificación Hidrológica (Confederación Hidrográfica del Ebro)	2004	http://oph.chebro.es , (visitada en enero de 2004)
Plan Coordinado de Obras, Noviembre 2002	Servicio Provincial del Departamento de Agricultura del Gobierno de Aragón	2003	Comisión Técnica Mixta (MIMAM; MAPyA y DGA)
Delimitación ZEPA y LIC	Dirección General de Medio Natural del Gobierno de Aragón	2002	Decreto 26/07/2000 BOA 04/08/2000
Plan de Ordenación de Recursos Naturales, borrador de avance	Dirección General de Medio Natural del Gobierno de Aragón	2003	Decreto 26/07/2000 BOA 04/08/2000
Ortofotos, vuelo 1997	Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación	2002	SIG Oleícola Español http://w3.mapya.es/dinatierra_v3

La delimitación de las zonas a transformar en regadío se han obtenido del Plan Coordinado de Obras del Modificado de la 1ª Parte, 2ª fase (sectores VIII-A y XI-A) y de la 2ª parte, 1ª fase (sectores XI-A y XIII-A) de la zona regable de Monegros II. La delimitación del área de aplicación del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de Monegros Sur se ha obtenido del borrador de avance de marzo de 2003 y está actualmente en fase de elaboración por el Gobierno de Aragón. Para el reconocimiento de las saladas en campo y como capa básica para representar los datos recopilados se han utilizado 64 ortofotos del SIG Oleícola incluidas en las Hojas 413 y 414 del Mapa Topográfico Nacional, escala 1:50.000 (Figura 1).

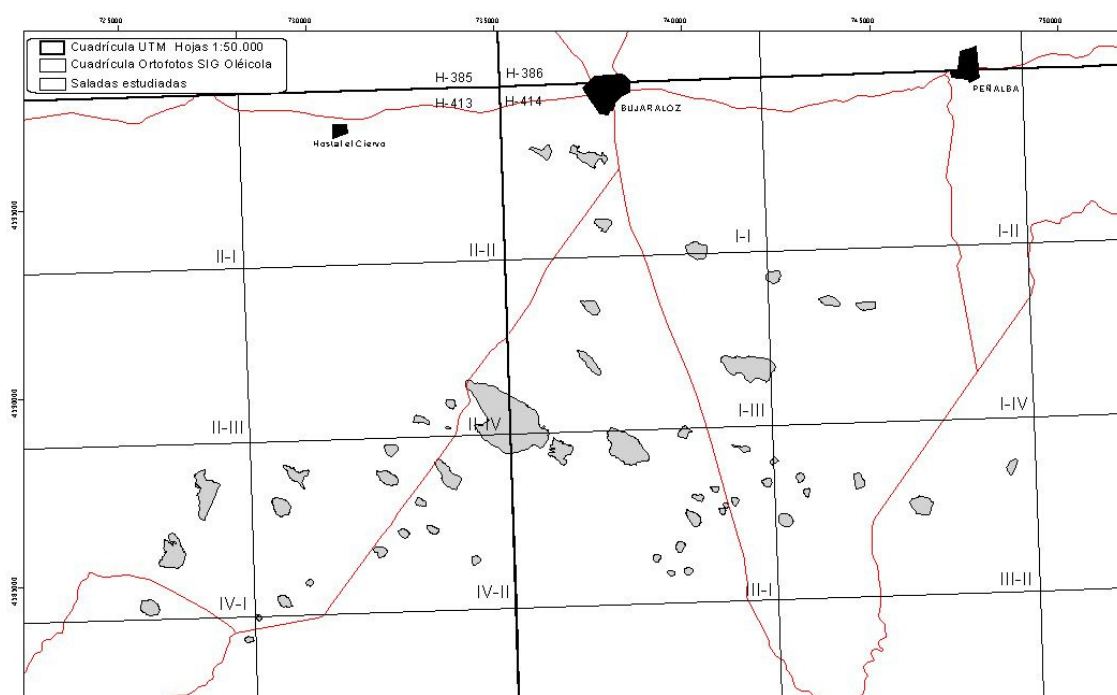


Figura 1. Esquema de las ortofotos y Hojas del MTN del área de estudio.

3.3. Observaciones de campo y satélite

Las observaciones propias son, por un lado, datos de campo tomados por la Unidad de Suelos y Riegos del CITA, desde octubre de 2002 hasta junio de 2003, recogidos en 17 salidas al campo cuyas fechas se exponen en la Tabla A2. Se reconocieron 53 saladas y se tomaron los siguientes datos sobre su aspecto: (i) talud, (ii) presencia de agua y eflorescencias, (iii) vegetación halófila, (iv) uso agrícola actual o de épocas pasadas, (v) vertidos de piedras y/o basuras y (vi) caminos o pistas. Estas observaciones, resumidas en la

Tabla A3, se hicieron en el interior y bordes de las saladas, se fotografiaron y se dibujaron sobre la ortofoto. Por otro lado, se ha dispuesto de la serie de mapas de facies de 39 saladas obtenidos a partir de imágenes Landsat (Castañeda, 2002). Dichos mapas muestran la distribución del agua y orlas asociadas dentro de las saladas, en 26 fechas desde 1985 hasta 2000.

3.4. Programas utilizados

Para explotar los datos anteriores se ha recurrido a diversos programas informáticos. Así, para construir una base de datos con las referencias sobre las saladas y relacionar las coordenadas y toponimia de cada autor se ha empleado Microsoft Access 97, para el tratamiento de las imágenes de satélite se ha dispuesto de Erdas Imagine versiones 8.2 a 8.7; para almacenar, gestionar y analizar los datos anteriores junto con otros datos geográficos, y para elaborar los mapas resultantes se han utilizado ArcInfo versión 7.03, ArcView versión 3.1 y ArcGis versión 8.2; y para el tratamiento estadístico se ha usado Statgraphics versión 5.0.

4. METODOLOGÍA

La cantidad de datos empleados y su diversa naturaleza han precisado de un sistema de información geográfica para su manejo. Este recurso de trabajo ha permitido almacenar los datos, contrastarlos y gestionarlos para establecer vínculos espaciales y enlazar sus atributos. Con esta herramienta, el estudio del estado actual de las saladas se ha elaborado en dos fases que corresponden a los dos objetivos precedentes, y que se traducen en una metodología con dos secciones relacionadas entre sí: el análisis de cambios perceptibles en las últimas décadas y el estudio del estado actual de las saladas mediante los índices de conservación y de vulnerabilidad. En la Figura 2 se muestra un diagrama explicativo general de la metodología utilizada.

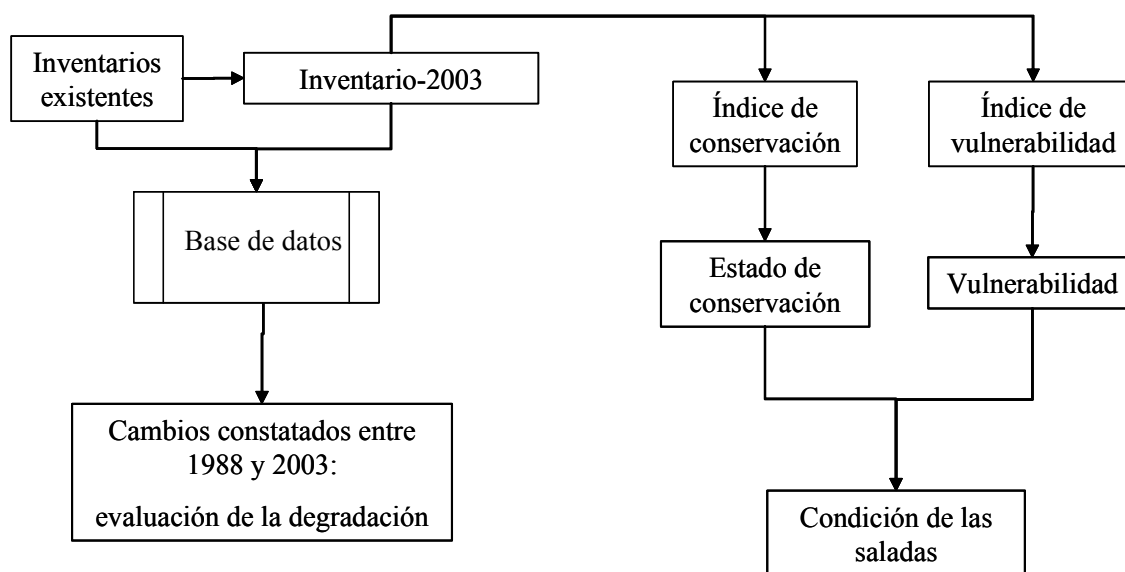


Figura 2. Esquema general de la metodología empleada para estudiar el estado de las saladas.

4.1. Análisis de los cambios perceptibles en las saladas

En esta sección se ha analizado el cambio ocurrido en las últimas décadas a partir del inventario de Comín y Sanz (1989), con datos de campo tomados en 1988, y de la elaboración de un inventario actual. Para analizar los cambios reconocibles en las saladas entre 1988 y 2003 se han seguido varios pasos: (i) elaboración de un inventario actual con descripciones sistemáticas de talud, vertidos e invasión de cultivos en las saladas, calificando su estado mediante un experto externo, y (ii) comparación con el más antiguo de los inventarios disponibles.

4.1.1. Elaboración del inventario actual de las saladas: Inventario-2003 de referencia

Las saladas del sur de Monegros se han reconocido mediante una imagen Landsat de abril de 1997, el más húmedo de la serie de años estudiada (Castañeda, 2002), con la ayuda de los Mapas Topográficos de la zona (Tabla 1) y del detallado croquis de Balsa et al. (1991), que recoge casi un centenar de depresiones.

Paralelamente se han recopilado otros inventarios de las saladas (Tabla 1) que se han introducido en una base de datos. En entorno SIG se han superpuesto al inventario procedente de teledetección para confrontar la localización y la toponimia empleada por los diferentes autores y beneficiarse de sus contribuciones.

El inventario obtenido mediante teledetección se ha reconocido y completado durante la campaña de campo 2002-2003 con el apoyo de la ortofoto del SIG Oleícola de 1997, obteniéndose un nuevo inventario denominado Inventario-2003, utilizado como referencia en adelante.

En él se han recogido descripciones sistemáticas acerca del talud de las saladas, de su invasión por vertidos de piedras y por cultivos, y de la presencia de agua y eflorescencias. Todas estas observaciones de campo, recogidas en la Tabla A3, han permitido agrupar las saladas en categorías ordinales según el estado que presentan actualmente juzgado mediante un experto externo. La ordenación de las saladas según su estado responde de la necesidad de representar y medir una realidad más o menos compleja y no siempre fácil de percibir con claridad. Esta jerarquización es relativa y el criterio empleado en ella, “coherentemente subjetivo”, es resultado de las mencionadas observaciones de campo entre enero y marzo de 2003.

4.1.2. Cambios constatados en las saladas entre 1988 y 2003

Los cambios perceptibles producidos en las saladas en las últimas décadas se han estudiado comparando el Inventario-2003 con el de Comín y Sanz (1989) por ser éste el más antiguo conocido con observaciones sistemáticas sobre el estado de las saladas. El análisis comparativo se ha hecho sobre los siguientes rasgos comunes a ambos inventarios: (i) talud, (ii) vertidos de piedras, (iii) cultivos, (iv) tamaño de la salada, y (v) agua al menos una vez durante la campaña de campo

Aunque conceptualmente algunas son variables continuas, por razones prácticas todas han sido tratadas como variables categóricas o, mejor, variables “latentes” categóricas porque según la definición de Powers y Xie (2000), en realidad representan variables continuas inobservables. Se han clasificado según categorías ordinales con fines comparativos, y cuando las categorías de un rasgo en particular no coinciden en ambos inventarios, se ha degradado la clasificación más detallada. Los rasgos no comunes de ambos inventarios, no incluidos en este análisis, se recogen en las Tablas A1 y A3. En el caso del rasgo (iv), se ha categorizado el cambio de *tamaño* entre ambas fechas.

Un levantamiento topográfico detallado permitiría cuantificar el rasgo *talud*. Se ha dispuesto de la topografía del IRYDA de 1982, a escala 1:2.000 y con equidistancia de 1 metro, calcada sobre papel no indeformable y con deficiente calidad de impresión; esta

información no se ha empleado porque (i) son datos topográficos de hace más de 10 años que pueden no representar la situación actual y (ii) porque la mayoría de las saladas no están identificadas, sólo las más grandes tienen rotulación. El modelo digital del terreno disponible tiene resolución, tanto vertical como horizontal, insuficiente para discernir los taludes de las saladas que generalmente son casi verticales y cuyo desnivel varía desde un metro o menos, hasta 20 metros. El *talud* se ha descrito en todas las saladas de ambos inventarios según las categorías de la Tabla 3. Para compararlas se han degradado las categorías originales de modo que la categoría resultante aumenta en función de la altura relativa del talud y de su continuidad lateral, observados en campo, por ser indicativos del confinamiento de la salada y favorecedores de su conservación.

Tradicionalmente las piedras extraídas al despedregar manualmente las tierras se amontonaban incluso dentro de las propias parcelas, observándose hoy estos montones cubiertos por vegetación espontánea. La maquinaria ha facilitado esta labor que, intensificada por las perspectivas de producción, ha generado abundantes acopios que han encontrado en las depresiones no cultivables su mejor destino. Se ha observado que se suele empezar a verter piedras en el talud y las orillas de las saladas, y después se avanza hacia el centro invadiendo áreas de playa húmeda o de vegetación, por ello, la categoría de este rasgo en el Inventario-2003 aumenta en este mismo sentido. Sin embargo, como Comín y Sanz (1989) no detallan la ubicación del vertido, las categorías del Inventario-2003 se han degradado.

Las observaciones de campo indican diferentes grados de invasión de la salada por los cultivos; la invasión tradicionalmente había dependido de su accesibilidad y de su productividad, ésta última relacionada con la salinidad del suelo y la presencia de lámina de agua. Actualmente las intervenciones son más intensas porque se cuenta con maquinaria pesada que vence los inconvenientes de acceso y también con subvenciones europeas; éstas son indiscriminadas ante la falta de cartografía y de evaluación de suelos a una escala y con una orientación adecuada, y compensan la pobreza de la posible, a veces virtual, cosecha en los secanos. En el Inventario-2003 el rasgo *cultivos* representa no sólo los cultivos de año y vez sino también los vestigios de un uso agrícola pasado que ha alterado el suelo y destruido la vegetación original de la salada. La categoría de *cultivos* aumenta conforme el uso agrícola avanza hacia el centro de la salada, pasando de una ocupación parcial a total.

Tabla 3. Rasgos comparados en los inventarios de 1988 y 2003, categorías originales y categorías establecidas para comparar.

Rasgo	Categorías originales		Categorías establecidas para comparar
	Comín y Sanz (1989)	Inventario-2003	
talud	importante	muy importante	talud importante
		importante	
	suave o poco importante	suave	talud suave
		muy suave	
vertido de piedras	ausencia	ausencia de piedras	sin vertidos de piedras
	presencia	piedras en talud	con vertidos de piedras
		piedras en el centro	
cultivo	no cultivada	no cultivada	no cultivada
	cultivo en laderas	parcialmente cultivada	parcialmente cultivada
tamaño	cultivo en fondo	totalmente cultivada	totalmente cultivada
	totalmente cultivada	totalmente cultivada	totalmente cultivada
agua	ha	ha	disminución
			invariable
	aumento	aumento	aumento
agua	salada seca	salada seca	salada seca
	salada inundada	salada con agua	salada con agua

Se ha analizado el *tamaño* porque se han observado diferencias sistemáticas en los datos de ambos inventarios que pueden servir para corroborar cambios de su aspecto. Se desconoce el método de medida utilizado por Comín y Sanz (1989); en el Inventario-2003, la superficie se ha tomado de las saladas digitizadas sobre la ortofoto del SIG Oleícola, donde resaltan por la forma, la textura y el color.

Por último se ha anotado si había *agua* en las saladas al menos una vez durante las campañas de campo que se hicieron entre enero y junio de ambos años. Este rasgo no se ha

utilizado para mostrar una evolución, ya que la presencia de agua es muy irregular a lo largo del año y de un año a otro. Sin embargo estudiar este rasgo permite, además de completar los escasos registros históricos de agua, conocer y valorar la actividad hídrica de saladas, sobre todo de aquellas con escasos datos.

4.2. Valoración del estado de las saladas

En esta sección se ha empleado el Inventario-2003 como referencia para sistematizar el estudio de las saladas. Se ha considerado interesante separar en dos grupos las observaciones de campo contenidas en dicho inventario para reflejar la situación global de las saladas disociada en dos aspectos independientes: por un lado su estado intrínseco, definible mediante observaciones físicas de su interior y, por otro lado, su relación con las circunstancias que la rodean.

Para ello a partir de la información cualitativa que suministran los rasgos descritos en dicho inventario, se ha generado una información cuantificada mediante dos índices sencillos, un índice de conservación (IC) y otro de vulnerabilidad (IV), entendida ésta como la exposición al deterioro y el riesgo de desaparición. Posteriormente ambos índices se han integrado para establecer una valoración general de la condición de las saladas.

Otros criterios podrían emplearse para valorar las saladas y cuantificar su estado, dependiendo de los objetivos y de las necesidades del usuario. Los valores estéticos son relativos cuando convergen cuestiones ecológicas con aspectos culturales relacionados con el inconsciente colectivo, y con los usos y las percepciones socioeconómicas. El término despectivo “secarral”, originado en la agricultura de supervivencia, se esgrime en algunos centros de decisión, y a duras penas va siendo sustituido por el más neutro “árido”, al cual desde el conservacionismo se intenta dotar de valores de estética y de excepcionalidad ecológica. Sin intentar sesgar la perspectiva y con un enfoque ecocéntrico (Cendrero et al., 2003), aquí se parte de un valor intrínseco del paisaje árido de las saladas; de la biota, incluyendo las especies desconocidas; y de las relaciones entre ellas bajo las condiciones extremas que soportan.

4.2.1. La conservación de las saladas

El empleo de observaciones medibles o no como indicadores cuantificables, y su combinación en índices con asignación de diferentes pesos, es una técnica empleada para valorar el estado del medio previo y posterior a las alteraciones producidas por actividades antrópicas (Cendrero et al., 2003; Geneletti, 2004). En este apartado se expone el **Índice de Conservación** (IC) de las saladas establecido para cuantificar las observaciones de campo y sistematizar su estudio. El IC se ha calculado mediante una combinación lineal de los principales rasgos observados que influyen en la conservación: (i) talud, (ii) cultivos y (iii) vertidos de piedras. Posteriormente se ha asignado a cada rasgo un peso que representa su importancia relativa para la conservación de la salada. La metodología para calcular el índice se resume en la Figura 3, y el proceso de codificación y de asignación de pesos se describe en los párrafos siguientes.

El **talud**, presente en la mayoría de las saladas más grandes, dificulta el acceso de la maquinaria favoreciendo su conservación en función de su altura, pendiente y continuidad lateral. Según el grado de confinamiento, empleado para definir las categorías de esta variable, se han otorgado los siguientes códigos: (5) para *talud confinante*, el más alto y/o continuo; (4) para *talud semiconfinante*, alto pero con menor continuidad; (3) para *val*, saladas cobijadas en el fondo de una val, cuyas vertientes actúan de talud, quedando la salada abierta por los lados; (2) para *suave*, talud poco marcado en todo o casi todo el borde; y (0) para *irreconocible*, contorno impreciso quedando la salada integrada en los campos de cultivo de alrededor. La última categoría permite anular la contribución positiva de este rasgo en el índice, pues representa a saladas desaparecidas.

Teniendo en cuenta por un lado la cobertura superficial de la zona ligada a la litología y a la escasa pluviosidad y, por otro lado, el uso de maquinaria pesada en las prácticas agrícolas, la presencia de **cultivos** en las saladas implica una mala conservación pues supone la alteración irreversible del suelo, modifica los procesos de escorrentía, facilita la erosión de las laderas y destruye la organización de las orlas de vegetación. Los códigos establecidos han sido: (5) para la categoría *no cultivada*, (1) para *parcialmente cultivada* y (-2) para *totalmente cultivada*. En el primer caso, poco frecuente, la variable se ha destacado para obtener una importante influencia positiva en el índice; en el segundo caso apenas modifica su valor, y en el tercer caso se aplica una influencia negativa dada la importante alteración de la salada.

El **vertido de piedras** también es un rasgo negativo en la conservación de la salada porque se destruye, al menos temporalmente, la vegetación natural y la vegetación de las orillas. El vertido de piedras altera la salada más lentamente que la invasión de cultivos, y la salada podría recuperarse si se eliminan manualmente las piedras; por ello los códigos asignados han sido: (5) para la categoría *sin piedras*, (3) para *piedras sólo en el talud*, (2) para *piedras sólo en el centro* y (1) para *piedras en el centro y en el talud*. La ausencia de piedras ha sido resaltada por ser infrecuente y de gran valor en la conservación de las saladas.

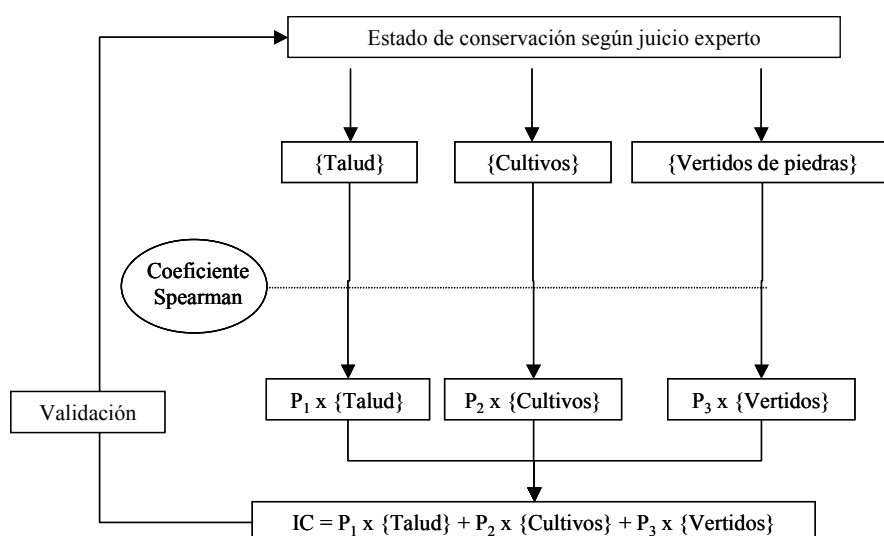


Figura 3. Método para establecer el índice de conservación (IC). P_1 , P_2 , y P_3 : peso asignado a cada una de las tres variables codificadas {Talud}, {Cultivos} y {Vertidos de piedras}, respectivamente.

Los tres rasgos descritos, relacionados entre sí, influyen en diferente grado en la conservación de las saladas. De ellos, el talud es el más importante, condicionando la invasión de cultivos y, en menor medida, el vertido de piedras. Por ello se ha otorgando un peso diferente a cada variable, indicando su importancia relativa en la conservación de la salada. Dicho peso se ha confirmado examinando la correspondencia de cada rasgo con el estado actual de las saladas observado en campo y determinado mediante juicio experto. Para ello se ha empleado el coeficiente de correlación de rangos de Spearman en 25 saladas elegidas al azar. El resultado se ha validado con las 28 saladas restantes.

4.2.2. La vulnerabilidad de las saladas

La principal amenaza para las saladas es el riego de las tierras adyacentes, con la previsible degradación de la alteración de sus fluctuaciones de humedad por inundación debida a efluentes de riego. Para que esta alteración sea detectable en el futuro, además del seguimiento, será necesario contar con un modelo de los eventos de llenado y vaciado de las saladas establecido antes de la transformación, aspecto abordado en Capítulos precedentes.

La vulnerabilidad se refiere a la degradación física de las saladas producida por la intensificación agrícola de las últimas décadas, uno de cuyos aspectos es la construcción de una **nueva red viaria** mucho más densa asociada a la concentración parcelaria (Figura 4).

Con ello se está fragmentando el territorio y aumentando la exposición de las saladas al deterioro, pues algunas pistas transcurren por sus bordes o dentro de ellas. El incremento de circulación de maquinaria agrícola y de obras públicas altera los suelos: al aumentar su compactación y su densidad, disminuye la infiltración y aumentan la escorrentía y la erosión (Belnap y Warren, 2002).

Según Kade y Warren (2002), la recuperación de las propiedades del suelo y de la vegetación previas a esta alteración superficial es un proceso extremadamente lento en regiones áridas y puede suponer trabajos de restauración durante décadas. Webb (2002), mediante un modelo de recuperación de tipo logarítmico, ha estimado entre 100 y 300 años el tiempo necesario para la recuperación de suelos y vegetación que han sufrido compactación. Así mismo, es importante señalar que la falta de datos anteriores a la alteración es un importante inconveniente para conseguir este objetivo.

El riesgo de desaparición de las saladas es mayor cuanto menor es su **tamaño**. Las más grandes y, entre ellas, las que han desarrollado llamativas playas que suelen inundarse durante algunos meses todos los años, tienen mayor probabilidad de preservarse. Sin embargo, algunas saladas relativamente grandes pero que no suelen inundarse albergan una interesante vegetación halófila, son muy vulnerables al quedar incluídas en el regadío y estar afectadas por drenajes y pistas en construcción. Como el tamaño no siempre va unido a la presencia de agua, ambas variables se han considerado junto a la red viaria para establecer el índice de vulnerabilidad.

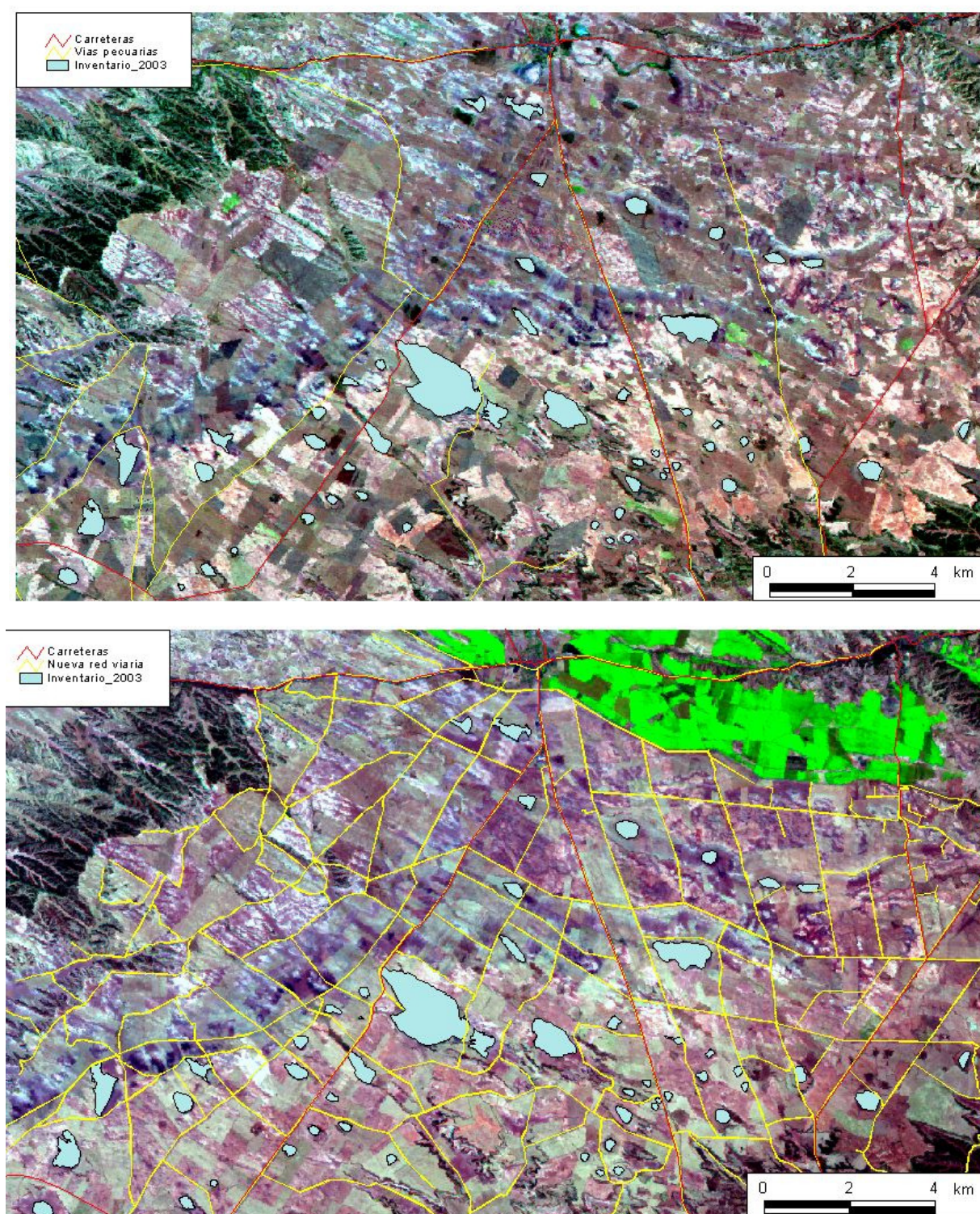


Figura 4. Carreteras y vías pecuarias existentes en 1988 (a) y nueva red viaria en 2003 (b) superpuestas a la imágenes Landsat 5TM de agosto de 1988 y la imagen Landsat ETM+ de julio de 2000, respectivamente.

La presencia de **agua** es un exponente de la relación entre las saladas y el acuífero. Otras manifestaciones de la descarga subterránea son los fondos permanentemente húmedos detectados en las imágenes de satélite, la presencia de eflorescencias y encostramientos superficiales, los suelos salinos y la vegetación halófila asociada. Sin embargo, ante la ausencia de mapas de suelos, y la carencia de registros de campo de la humedad de las saladas, se utiliza sólo la presencia de agua libre en los fondos de éstas como indicador de la humedad.

Las observaciones de agua recopiladas son de diversa naturaleza y frecuencia e incluyen diferente número de saladas y de periodos de observación, según se resume en la Tabla 4; ello hace imposible manejarlas a la vez. Las observaciones sistemáticas cualitativas más frecuentes sólo se tomaron en 15 saladas, y las cuantitativas sólo en 8, mientras que el registro de presencia de agua que abarca mayor número de saladas, 85, es único y se tomó a lo largo de 6 meses.

Ante estas disparidades se ha elegido la teledetección como la fuente de datos de presencia de agua con menor sesgo, por tener observaciones del mayor número de saladas, sincrónicas, sinópticas y repetitivas durante el periodo más largo, aunque no de forma regular. Estas observaciones tienen la ventaja de que podrían completarse adquiriendo imágenes retrospectivas y, además, son cuantitativas, aunque aquí se emplean degradadas a presencia /ausencia de agua.

Tabla 4. Procedencia de las observaciones de agua, número de saladas observadas, tipo, periodo y frecuencia de la observación.

<i>Procedencia</i>	<i>Número de saladas</i>	<i>observación</i>		
		Tipo	Periodo	Frecuencia
Comín y Sanz (1989)	85	presencia / ausencia	Ene-jun 1988	único dato
Berga (1993)	15	presencia /ausencia	1989-1990	mensual
D G Medio Natural (Castañeda, 2002)	8	calado	1993-1997	semanal
Teledetección (Castañeda, 2002)	39	superficie de agua	1985-2000	semianual
Inventario-2003	53	presencia / ausencia	2002-2003	variable

Teniendo en cuenta todo lo anterior se ha cuantificado la vulnerabilidad de las saladas, es decir, su grado de exposición a la degradación, mediante el **Índice de Vulnerabilidad Actual (IVA)**, que combina linealmente: (i) la distancia a las pistas, (ii) el tamaño de la salada y (iii) la presencia de agua en ellas. El esquema para calcular el índice se muestra en la Figura 5, y los rasgos se han codificado según se indica seguidamente. Dado el carácter predictivo de este índice, no se ha considerado prudente aplicar pesos a las variables hasta tanto la experiencia vaya proporcionando estimaciones sobre la importancia relativa de estas observaciones de tan diferente naturaleza y perspectiva.

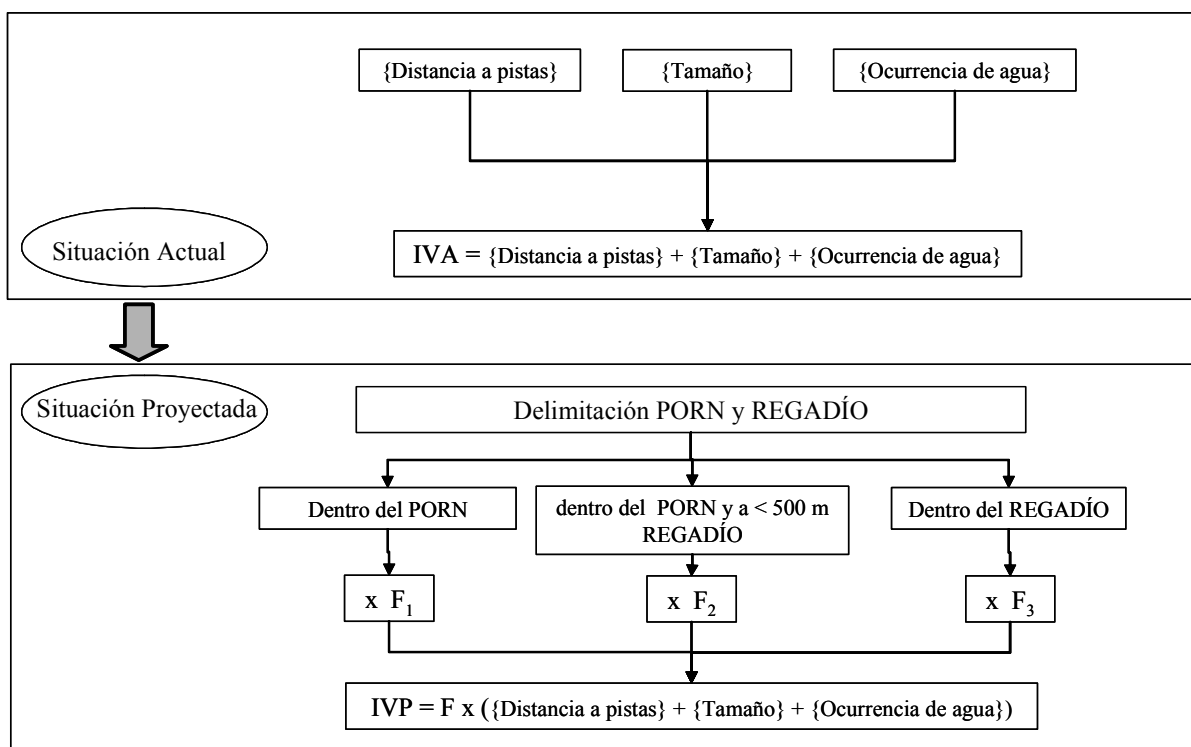


Figura 5. Método para establecer la vulnerabilidad de las saladas.

Considerando que cuanto menor sea la distancia de las saladas a las pistas mayor es su exposición al deterioro, el rasgo *distancia a pistas* se ha codificado en cinco categorías representando las distancias en intervalos de 200 m: (1) de 0 a 200 m, (2) de 201 a 400 m, (3) de 401 a 600 m, (4) de 601 a 800 m, y (5) > 800 m.

El tamaño de las saladas es muy variable, siendo 16.3 ha la media en el Inventario-2003, el 32% de las saladas ocupan menos de 10 ha y La Playa, excepcionalmente grande, supera

las 200 ha. Se ha codificado el *tamaño* de las saladas en cinco categorías: (5) ≤ 10.0 ha, (2) de 10.1 a 20.0 ha, (3) de 20.1 a 40.0 ha, (4) de 40.1 a 70 ha y (5) >200 ha.

Para introducir la presencia de agua en el índice de vulnerabilidad, se ha calculado la ocurrencia de agua en términos de porcentaje de observaciones con lámina de agua frente al total de observaciones. La ocurrencia de agua, con valores entre 0 y 85%, se ha codificado en cinco categorías: (5) 0%, (4) entre 1 y 25%, (3) entre 26 y 50%, (4) entre 51 y 75%, y (1) $>75\%$. Podrían producirse cambios de categoría si se tuvieran más imágenes (fechas) y, quizá, si fuesen de radar que darían observaciones de días nublados.

El índice de vulnerabilidad (IVA) así establecido cuantifica el grado de deterioro o alteración en las condiciones existentes cuando se han visitado. Todas las saladas se consideran no afectadas por el regadío de Bujaraloz que limita con el norte de la plataforma endorreica, en marcha desde la primavera de 1995 y visible en las imágenes de satélite (Figura 4b). Aunque algunas saladas, por estar dentro de las Z.E.P.A.s están excluidas del nuevo regadío, toda la plataforma está afectada por las obras asociadas a la concentración parcelaria. En algunos casos las saladas han sido seccionadas al establecer la línea divisoria entre regadío y seco, y se desconoce aunque se sospecha el destino que las espera. En la Figura 6 se muestra la delimitación del P.O.R.N. y del regadío dentro de la plataforma.

Las que quedan dentro de los nuevos regadíos soportan una carga extraordinaria debido a la intensidad de las obras proyectadas, pistas, drenajes, balsas, y sus implicaciones, como extracciones y paso de maquinaria pesada. Los efectos de ésta sobre el suelo han sido descritos por diversos autores (Belnap y Warren, 2002; Webb, 2002). Algunas saladas excepcionales como Salineta, espectacular por el cambiante aspecto de su fondo debido a las sales, (Figuras A11, A12 y A13), o Gramenosa por su vegetación (Figura A2h), están rodeadas por el regadío hasta sus bordes; otras como Agustín, depresión rodeada de regadío pero calificada como Z.E.P.A., tienen que horadarse con pozos y cruzarse con drenajes e instalar una estación de bombeo para intentar impedir la acumulación de efluentes de riego; mientras, otras como Cerrajero, Don Roque y Clota-94, ya han sido sacrificadas para regadío sin medidas de protección (Figura A8a).

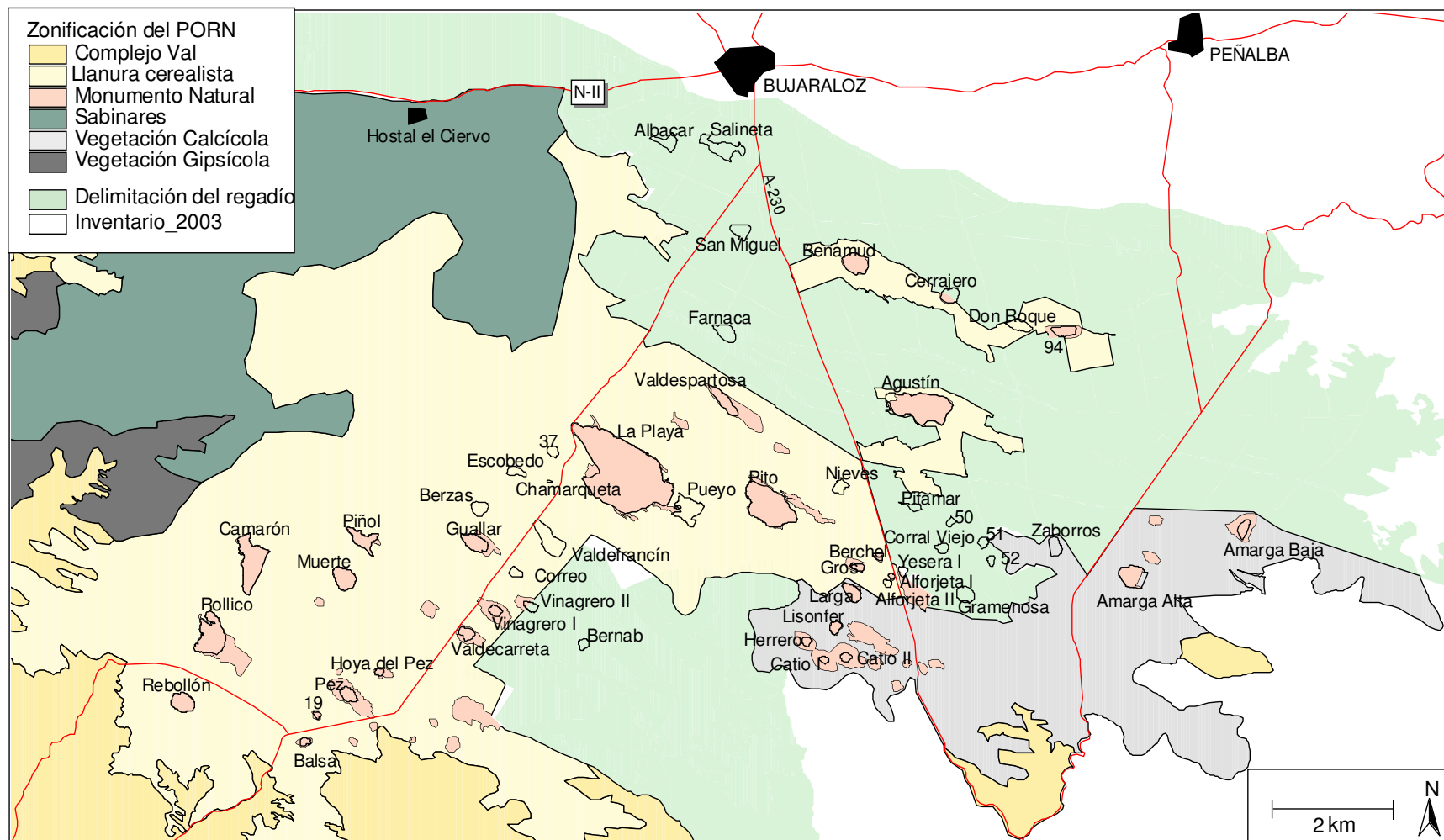


Figura 6. Superposición de las saladas del Inventario-2003 a la delimitación del PORN (DGA, 2003) y del Regadío (Comisión Técnica Mixta, 2002).

Esta carga sostenida por algunas de las saladas se ha computado de forma muy elemental estableciendo el **Índice de Vulnerabilidad Previsible (IVP)**, que modifica el primero (IVA) mediante el factor F , que toma diferentes valores dependiendo de que la salada se encuentre (i) dentro del área de regadío, (ii) dentro del PORN a menos de 500 m del área de regadío, o (iii) dentro del P.O.R.N. y alejada más de 500 m del área de regadío.

Como resumen, los dos índices de vulnerabilidad establecidos, IVA e IVP, representan dos fases consecutivas del riesgo de las saladas al deterioro: situación actual y situación proyectada. La segunda situación, aunque añade nuevos datos a la primera, sólo es circunstancial y podrá variar según avancen las obras y una vez que comiencen los riegos, previstos en el año 2008. El empleo de estos índices facilita el estudio sistemático de las saladas de manera que pueden introducirse otras variables en caso de precisar su actualización con nuevas observaciones y con criterios diferentes.

4.2.3. Condición de las saladas.

Cruzando los resultados del Índice de Conservación (IC) con los resultados de los dos índices de vulnerabilidad se obtienen sendas matrices cuyos valores cuantifican la condición de las saladas en términos de conservación y de exposición al deterioro. Al cruzar el IC con el IVA se obtiene la primera matriz que representa la **Condición Actual (CA)**, y al cruzar el IC con IVP se obtiene la segunda matriz, la **Condición Previsible (CP)**. Para facilitar la construcción e interpretación de las dos matrices CA y CP, los valores de IC se han transformado en centesimales y los valores de IVA e IVP se han conservado sin modificar. Como ejemplo, el IC igual a 1 se ha transformado en 100, y al cruzarse con un valor 3 de IVA, resulta 103 en la matriz CA y representa el nivel más bajo de conservación y el más alto de vulnerabilidad IVA. Los valores de la matriz se han agrupado en categorías finales que cuantifican la condición de las saladas en la fecha del estudio.

El sesgo en las interpretaciones es quizá inevitable, debido a valoraciones parciales derivadas de la subjetividad del observador. Asumiendo esto, la condición de las saladas se quiere entender aquí desde una perspectiva general intentando eludir las limitaciones perceptivas de las ópticas política y ecologista de escaparate, y por supuesto de las trasnochadas aproximaciones meramente productivistas o agraristas. El resultado, modificable con nuevos parámetros, pretende informar de la coyuntura especial de las saladas y de las

circunstancias a las que está sujeta su pervivencia, y además establece unas bases para su análisis comparativo.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Inventario-2003

El inventario obtenido mediante teledetección recoge las 39 saladas más grandes detectadas en el año 1997 sobre una imagen Landsat TM. Se les ha asignado los nombres de Balsa et al. (1991) por ser éste un inventario muy completo, con el dibujo de las 99 saladas y el nombre de 74 de ellas. En algún caso se han completado los nombres con el inventario de Pedrocchi (1998) y se ha asignado nombre a una salada no registrada anteriormente. Con el trabajo de campo del año 2003 y con el apoyo de la ortofoto del SIG Oleícola, se han añadido 14 saladas a las 39 detectadas mediante teledetección, constituyendo el Inventario-2003 con un total de 53 saladas cuyos contornos han sido nuevamente digitizados sobre la ortofoto.

Los inventarios de Comín y Sanz (1989), Pedrocchi (1988), Balsa et al. (1991) y Pedrocchi (1998, 2000 com pers.) hacen referencia a más saladas que las reconocidas en campo en este trabajo. Esto se debe, por un lado, a limitaciones de la campaña de campo del año 2003, y por otro lado, a la dificultad de reconocer muchas de las saladas debido a la intensificación agraria. Este es el caso de Saladar y Salobral, las más cercanas al núcleo de Bujaraloz y dos de las saladas más importantes registradas en todos los inventarios citados, con numerosos datos de su hidrología e hidroquímica. La primera está atravesada por el colector principal de riego y es usada de vertedero (Figura A17e); la segunda, rodeada de cultivos ya en riego, es vertedero de escombros y basuras domésticas (Figura A16a) y presenta aguas casi permanentes y malolientes. Otras saladas inventariadas apenas se han podido reconocer, como Nieves, totalmente cultivada (Figura A8b), y Pitamar que actualmente aloja acopio de áridos para las obras (Figura A17a, b).

La ortofoto ha supuesto una gran ayuda para encontrar algunas saladas difícilmente reconocibles en el terreno. Se han podido detectar vestigios de saladas por la disposición de los rasgos del territorio y por la morfología de las manchas de diferente textura y por el tono, relacionados con diferencias de humedad y de vegetación. Las observaciones registradas sobre la ortofoto (Figura 7) durante la campaña de campo 2002-2003 se recogen en la Tabla A3 y se muestran gráficamente en las Figuras 8 a 12. El Inventario-2003 podría completarse con una campaña más intensa.

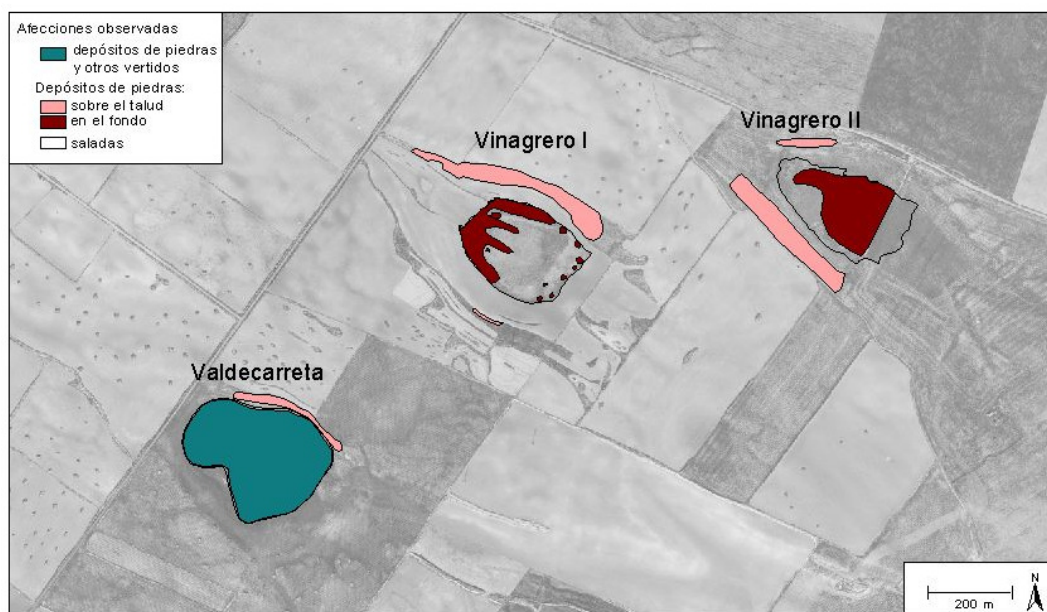


Figura 7. Ejemplo de algunas observaciones de campo en 2003 en tres saladas con vegetación halófila superpuestas a la ortofoto del SIG Oleícola. Se han delimitado vertidos de piedras y basuras. Se aprecian las formas de las depresiones más amplias que las actuales delimitaciones de las saladas.

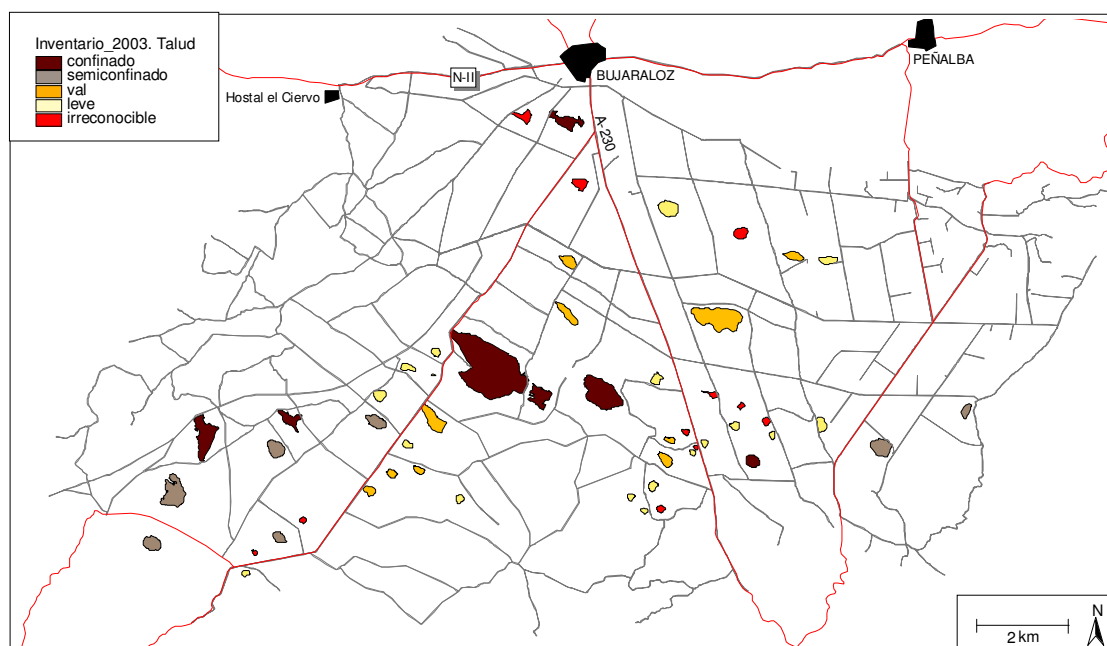


Figura 8. Estado actual de las saladas: observaciones acerca del talud.

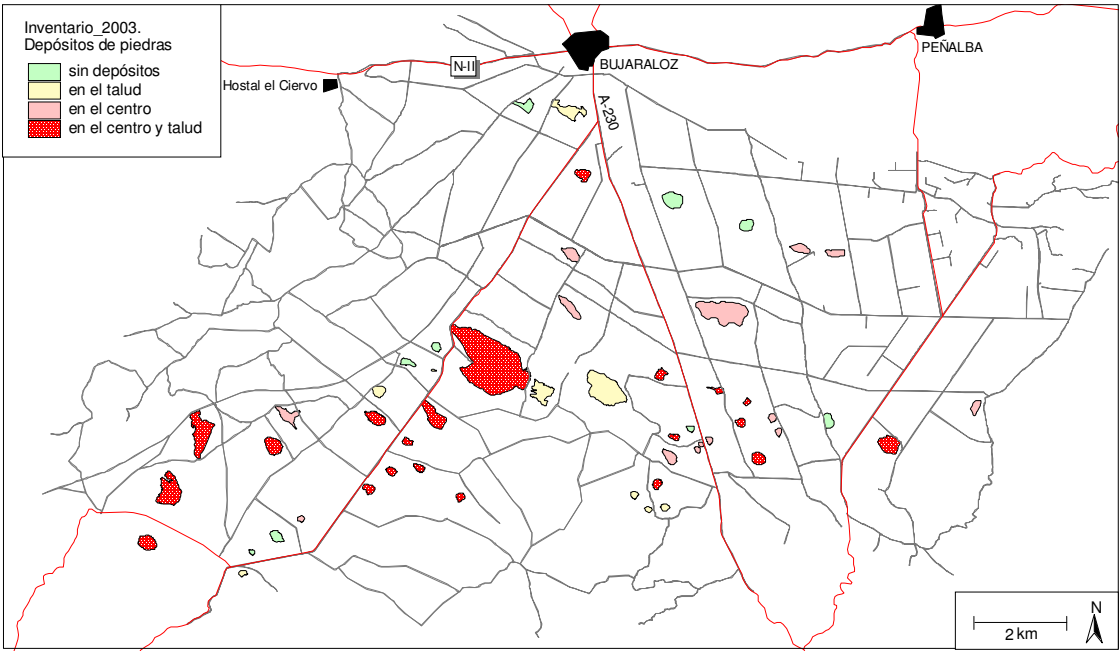


Figura 9. Estado actual de las saladas: observaciones acerca de los vertidos de piedras.

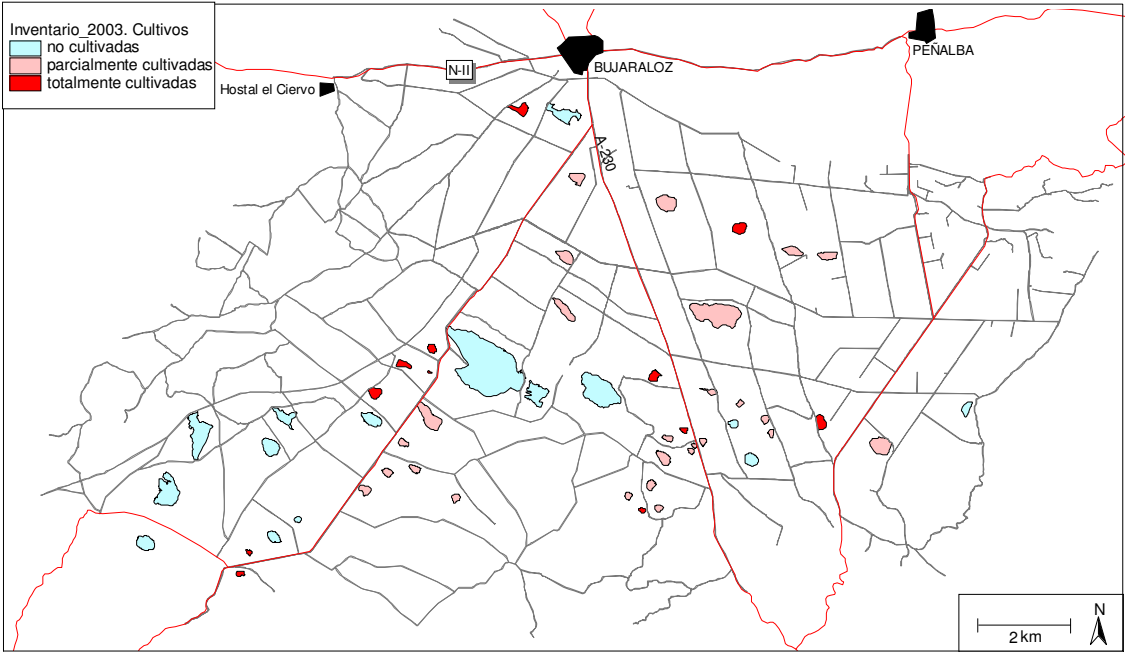


Figura 10. Estado actual de las saladas: observaciones acerca de los cultivos.

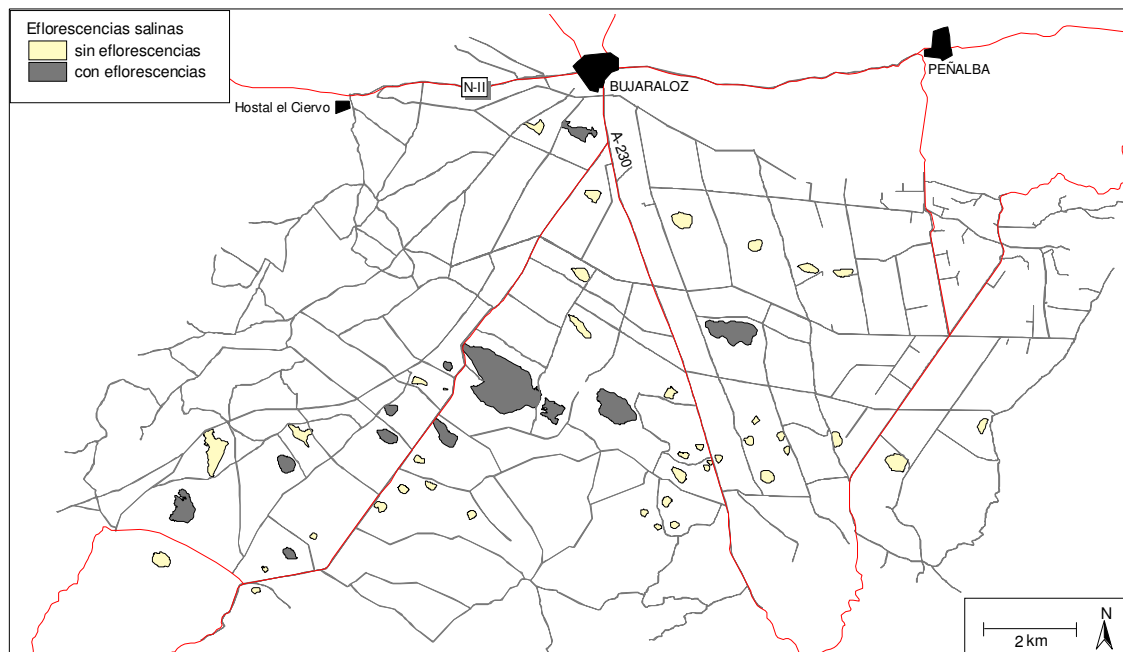


Figura 11. Estado actual de las saladas: observaciones acerca de la presencia de eflorescencias.

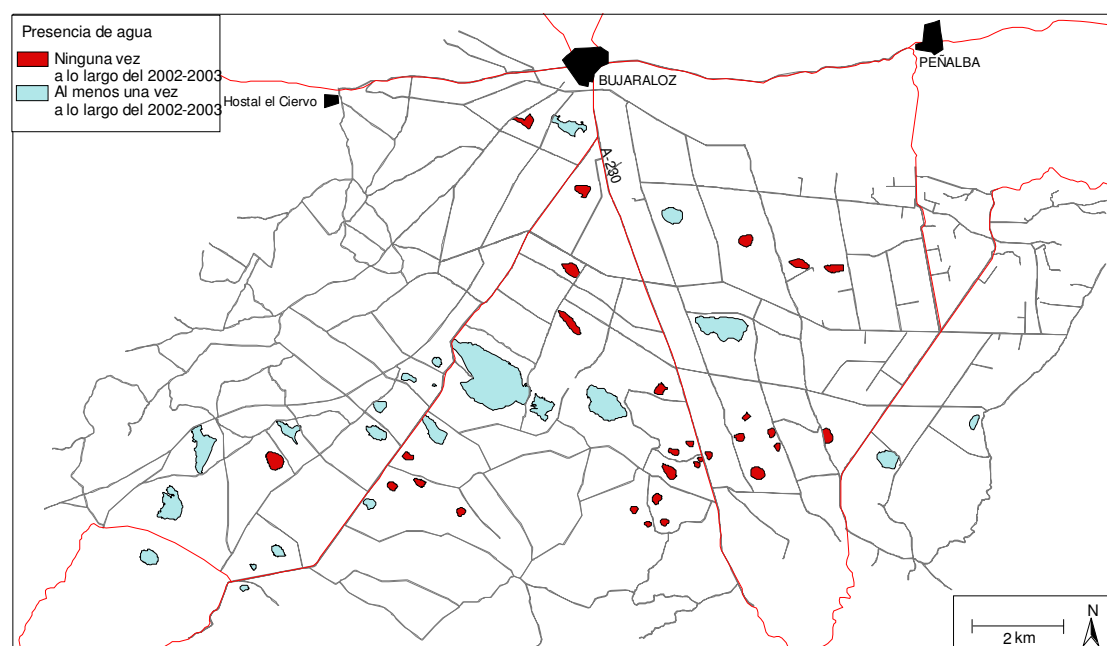


Figura 12. Estado actual de las saladas: observaciones acerca de la presencia de agua.

Al superponer los inventarios georreferenciados de la Tabla 1, introducidos en la base de datos, se han observado discrepancias en cuanto a la toponimia y ambigüedades en la localización de las saladas. En la Figura 13 se muestra la superposición de los inventarios de Comín y Sanz (1989), Pedrocchi (1988) y Pedrocchi (1998) con el Inventario-2003. La falta de coincidencia, comentada en Castañeda (2002), puede deberse al método utilizado en cada caso. Así, empleando los vértices de la cuadrícula del mapa para la localización de las saladas, algunos puntos representan varias saladas a la vez. Otras diferencias pueden ser debidas a la deficiente legibilidad o la degradación del documento empleado. A veces sólo se ha dispuesto de unas fotocopias en mal estado.

Las descripciones sistemáticas recogidas en campo revelan que las saladas están afectadas por la intensificación agrícola hasta donde lo permiten la dinámica de sus ciclos de inundación y la salinidad de sus suelos, de manera que han quedado rodeadas por cultivos o han sido destino de vertidos diversos. En el año 2003, más del 75% de las saladas estudiadas tienen un acceso fácil desde cualquier punto debido a su talud suave, siendo irreconocibles como saladas el 28% de ellas, por estar incorporadas a los cultivos de alrededor o afectadas por pistas o vertidos. El 90 % de las saladas estudiadas presentan vertidos de piedras, y las que no los tienen suelen estar ocupadas por cultivos. El 80% de las saladas están invadidas por cultivos en mayor o menor grado, y la mayoría de las que no lo están, tienen vertidos o movimientos de tierra.

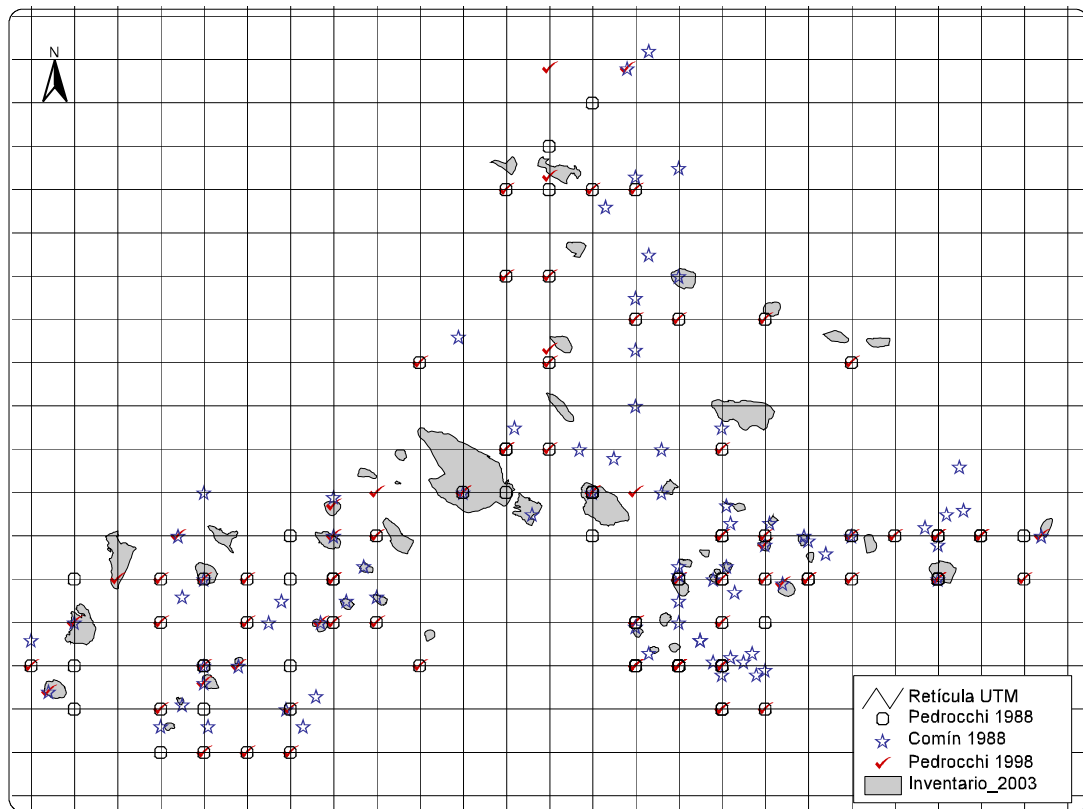


Figura 13. Superposición de los inventarios de Comín y Sanz (1989), Pedrocchi (1988) y Pedrocchi (1998) con el Inventario-2003.

A partir de estas observaciones, el estado de conservación de las saladas se ha valorado cualitativamente en seis categorías mediante juicio de experto externo, de muy bueno (6) a muy malo (1). En la Tabla 5 se muestran las saladas del Inventario-2003 y el estado de conservación observado. Así mismo, se señalan las saladas que se detectaron en la imagen Landsat y las que no se encontraron inventariadas por Comín y Sanz (1989).

Tabla 5. Inventario-2003: número asignado en el SIG, nombre, estado de conservación según juicio experto y correspondencia con los inventarios de teledetección y de Comín y Sanz (1989). (*): salada registrada únicamente en el Inventario-2003.

ID	Inventario-2003		Detectadas en imagen Landsat	Número asignado por el inventario de Comín y Sanz (1989)
	Nombre [Balsa et al. (1991)]	Estado de conservación		
43	clota-19	1		16
14	clota-37	3		-
18	clota-50	2		50
24	clota-51	4		54
53	clota-52	2	no	55
48	Catio I	2	no	2
40	Catio II	2		-
10	clota-94	2		-
12	Agustín	4		81
2	Albacar	1		-
30	Alforjeta I	2		-
30	Alforjeta II	2	no	44
29	Amarga Alta	5		59
19	Amarga Baja	6		66
44	Balsa	4		20
5	Benamud	4		88
26	Berchel	1		-
39	Bernab	4		-
21	Camarón	6		29
7	Cerrajero	1		-
55	Chamarqueta (*)	3	no	-
23	Corral Viejo	4		49
45	Correo	4	no	38
8	Don Roque	2		-
47	Escobedo	3	no	-
9	Farnaca	4		86
33	Gramenosa	6		48
52	Gros	4	no	43
22	Guallar	6		39
49	Herrero	4	no	1
56	Hoya del Pez	1	no	19
13	La Playa	6		68
51	Larga	4	no	42
46	Berzas	3	no	83
50	Lisonfer	4	no	41
27	Muerte	6		31
15	Nieves	1		80
41	Pez	6		17
5	Piñol	6		82
49	Pitamar	1	no	52
16	Pito	6		70
17	Pueyo	6		69
42	Rebollón	5		13
36	Rollico	5		14
3	Salineta	6		91
4	San Miguel	1		-
38	Valdecarreta	4		34
54	Valdefrancín	3	no	-
11	Valdespartosa	4		96
35	Vinagrero I	2		35
34	Vinagrero II	2		36
28	Yesera I	2		46
25	Zaborros	2		56

5.2. Evaluación de la degradación de las saladas: cambios observados entre 1988 y 2003.

Aunque el inventario de Comín y Sanz (1989) consta de 85 saladas, únicamente 40 de ellas, cuyas descripciones se recogen en la Tabla A4, se han reconocido en el año 2003. Por otra parte, 13 saladas del Inventario-2003 no se encuentran entre las 85 estudiadas por Comín y Sanz (1989), según se observa en la Tabla 5.

En la Tabla A5 se resumen los cambios ocurridos en el talud de las 40 saladas entre 1988 y 2003. Se ha obtenido una degradación del 23% de las saladas, que han pasando de tener un talud importante a tenerlo suave o nada confinante, debido probablemente a la entrada de maquinaria y los movimientos de tierra en los bordes para cultivar y, en menor medida, a los vertidos de piedras sobre el talud. El 43% de las saladas mantienen un talud importante y el 34% lo mantienen suave. En la Figura 14 se han diferenciado en rojo las saladas afectadas entre 1988 y 2003. De todas las saladas que han sufrido una degradación del talud, Agustín, Farnaca y Benamud son las más importantes, por su tamaño y por su vegetación halófila.

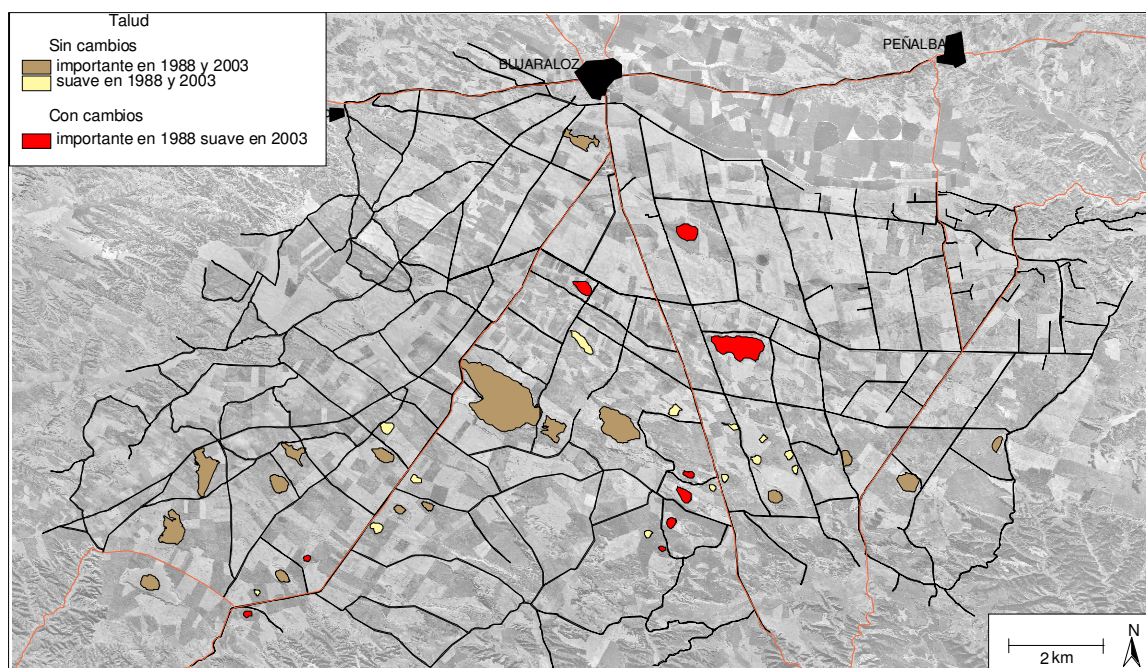


Figura 14. Cambios observados en el talud de las saladas entre 1988 y 2003.

En la Tabla A6 se resumen los cambios detectados con relación a la invasión por cultivos. El 30% de las saladas estudiadas han sido invadidas por cultivos entre 1988 y 2003. Sólo el 10% están sin cultivar, el 50% lo están parcialmente y el 10%, totalmente. En la Figura 15 se han diferenciado las saladas que no han sufrido cambios, de las saladas afectadas por invasión de cultivos entre 1988 y 2003. Dentro de las primeras se han diferenciado tres clases: no cultivadas, parcialmente cultivadas y totalmente cultivadas; entre las saladas que han cambiado se han diferenciado otras tres clases que representan una pérdida gradual de la vegetación halófila: (1) saladas no cultivadas en 1988 lo están parcialmente en 2003, (2) saladas parcialmente cultivadas en 1988 y totalmente cultivadas en 2003, y (3) saladas no cultivadas en 1988 y totalmente cultivadas en 2003. Se observa que las saladas más invadidas por cultivos entre 1988 y 2003 son las de menor tamaño, mientras que Agustín y Farnaca, más grandes, han sido cultivadas en sus bordes; por último, Amarga Alta y Pueyo, a pesar de tener lámina de agua temporal, también han sido cultivadas en sus bordes entre 1988 y 2003.

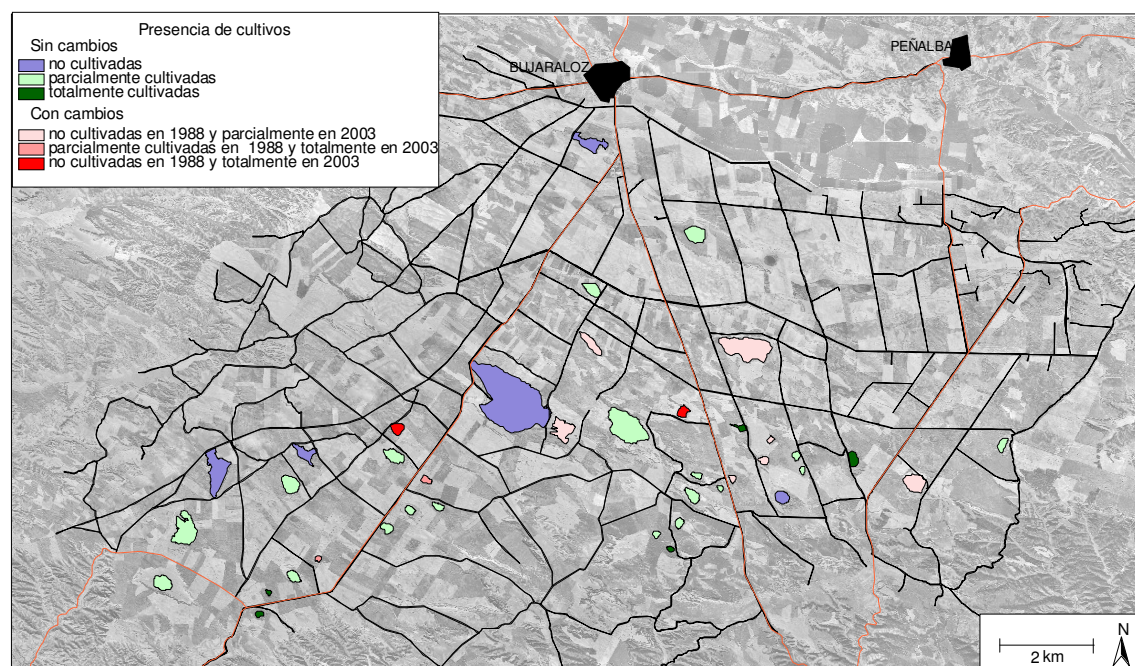


Figura 15. Cambios observados en la invasión de cultivos en las saladas entre 1988 y 2003.

En la Tabla A7 se recogen los cambios con relación a los vertidos de piedras en las saladas. En la Figura 16 se muestran las 40 saladas diferenciadas en dos grupos según se hayan observado o no nuevos vertidos de piedras desde 1988. Independientemente del

tamaño de la salada y de la presencia de agua en ellas, los vertidos de piedras han afectado desde 1988 al 63% de las saladas estudiadas, y menos del 8% se han mantenido sin vertidos de piedras por haber sido cultivadas. En total, el 92% de las saladas tienen vertidos de piedras sobre la vegetación halófila, con diferente grado de recubrimiento, en las orlas del talud o en su centro (Figuras A8f y A19d). Cuanto mayor es la presencia de agua, más probable es que los vertidos se encuentren sólo en los bordes de la salada.

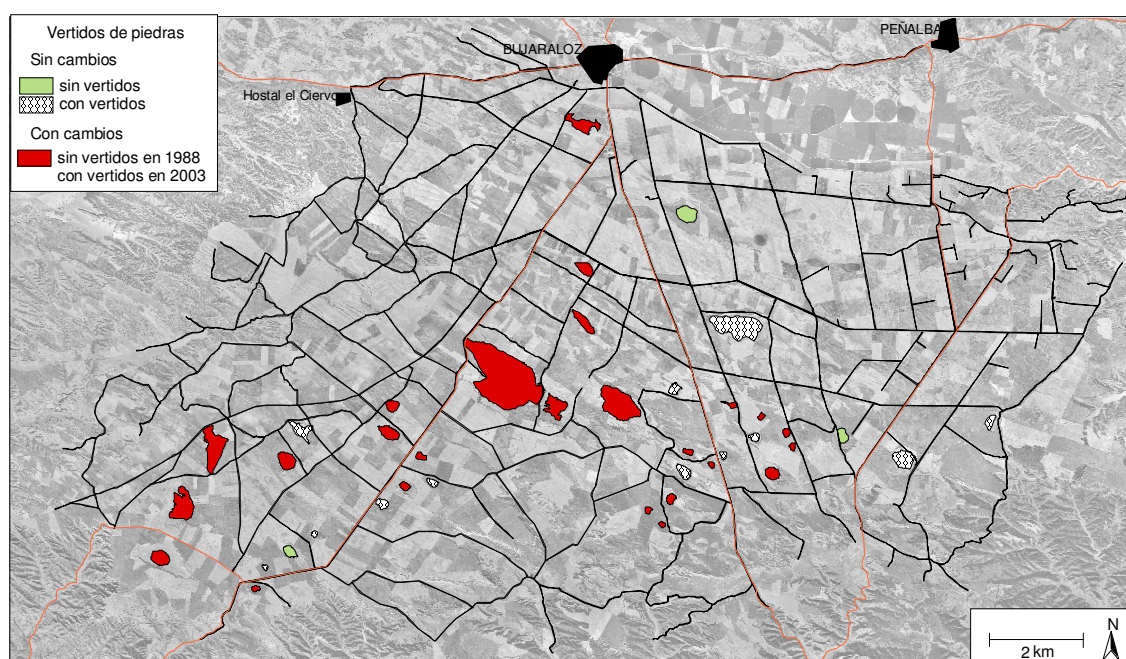


Figura 16. Cambios observados en la presencia de vertidos de piedras en las saladas entre 1988 y 2003.

El resultado de contrastar la presencia de agua de las saladas en ambos inventarios se muestra en la Tabla A8 y en la Figura 17. En general las saladas que presentan agua en la campaña del año 1988, también la presentan en la campaña de 2003, excepto Gramenosa y Valdecarretas, que aparecen secas, la segunda muy afectada por nuevos vertidos de piedras (Figura A17c). La presencia de agua es un inconveniente para cultivar la salada, y, por ello favorece su conservación. Sin embargo, durante la campaña de campo de 2003 se han observado saladas con agua durante los meses de invierno que han sido nuevamente roturadas en junio, como Berzas, Valdefrancín y Escobedo (Figura A10). Las tres muestran evidencias de haber sido roturadas y /o cultivadas también en años anteriores.

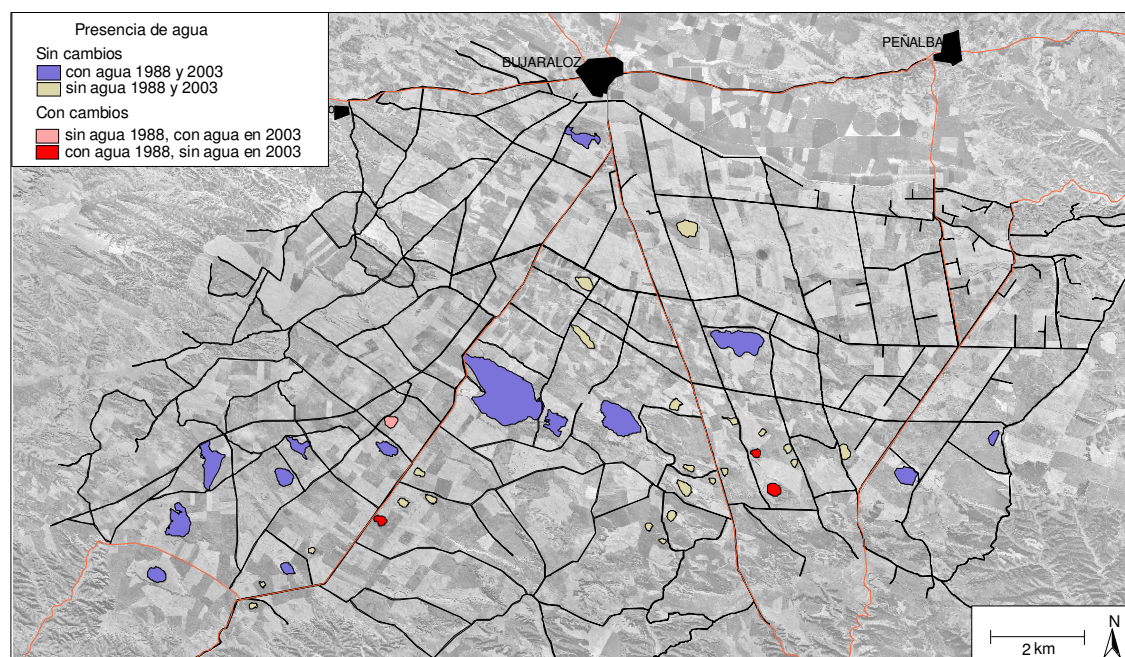


Figura 17. La presencia de agua en 1988 y en 2003 en las saladas estudiadas.

El resultado de comparar el tamaño de las saladas medido en ambos inventarios se muestra en la Tabla A9. En el Inventario-2003 la extensión de las saladas se ha obtenido digitizando los contornos sobre la ortofoto de 1997. Dicha ortofoto permite apreciar los bordes de algunas saladas desdibujados por la presencia de cultivos que cambian la geometría, la textura y el color del terreno, adivinándose un contorno más amplio que el actual observado en campo. Se desconoce el método empleado por Comín y Sanz (1989). Por ello, las diferencias observadas se han interpretado mediante observaciones de campo.

Se considera que el tamaño cartografiado de las saladas ha variado si las diferencias halladas entre ambos inventarios son superiores al 15%. Así se ha obtenido que el tamaño del 50% de las saladas ha disminuido. En general se trata de clotas y hoyas, que no suelen presentar lámina de agua aunque sí mantienen la vegetación halófila alimentada por la humedad constante de sus fondos. Se ha observado en campo que debido a la presión agrícola esta vegetación halófila está reducida al centro de la salada o incluso ha desaparecido completamente (Figura A7e). Por otro lado, se observa que las saladas cuyo tamaño ha aumentado en el año 2003 son las más grandes, generalmente tipo playa-lake. La dificultad de dibujar sus bordes completos en campo puede justificar la diferencia, pues en la ortofoto o en la imagen de satélite se puede identificar la morfología original aunque esté afectada por cultivos, vertidos o pequeños movimientos de tierras.

5.3. Condición de las saladas según su estado de conservación y su vulnerabilidad

5.3.1. Estado de conservación

El Índice de Conservación IC de las saladas obtenido a partir de las observaciones de talud, cultivos y vertidos de piedras ha sido el siguiente:

$$IC = 3 \times \{\text{talud}\} + 2 \times \{\text{cultivos}\} + 1.5 \times \{\text{vertidos de piedras}\}$$

Donde las variables {talud}, {cultivos} y {vertido de piedras} son los rasgos observados en campo codificados, y el factor que multiplica a cada variable es el peso que tiene en la conservación de la salada. Dicho peso se ha asignado según criterios subjetivos basados en el conocimiento de campo y se ha corroborado con el nivel de significación ($P < 0.05$) obtenido al aplicar el coeficiente de correlación de Spearman entre cada variable y el estado de conservación establecido mediante juicio experto.

La variable {talud} tiene el mayor nivel de significación y corresponde a lo observado en campo: al dificultar la invasión ha favorecido la preservación de las saladas por lo que se le ha dado el máximo peso. La variable {vertido de piedras} tiene el menor nivel de significación y responde al hecho de que afecta indiscriminadamente a todas las saladas, excepto si están completamente cultivadas, por eso se le ha otorgado el menor peso. La variable {cultivos}, con un nivel de significación intermedio, y en cierto modo dependiente del talud, se le ha dado un peso intermedio.

Aunque el IC así establecido podría variar entre -2.5 y 29.5, sólo se han obtenido valores entre 0.5 y 26.5 y se han agrupado en seis intervalos separados por puntos de interrupción natural (Jenks, 1977). Cada intervalo se ha representado por un código numérico y se ha calificado según se muestra en la Tabla 6.

El Índice de Conservación se ha verificado en las 28 saladas restantes, con los resultados que se muestran en el Mapa 1. Las saladas de Monegros tienen diferente nivel de conservación dependiendo principalmente del confinamiento que les confiere el talud, del grado de invasión por cultivos y vertidos de piedras. El talud es el rasgo más importante que condiciona la conservación de las saladas, pues de él dependen los otros; la invasión de cultivos elimina la vegetación halófila, mientras que los vertidos de piedras podrían eliminarse permitiendo recuperar la vegetación.

Tabla 6. Intervalos establecidos en el Índice de Conservación: su valor, código y calificación.

Valor del Índice de Conservación	Código	Estado de conservación resultante
0.5-5.5	1	Muy malo
5.6-8.0	2	Malo
8.1-14.5	3	Medio
14.6-22.0	4	Bueno
22.1-26.5	5	Muy bueno

El estado de conservación es bueno o muy bueno sólo en el 20% de las saladas estudiadas; están situadas en el centro y oeste de la plataforma y suelen tener agua todos los años a excepción de Gramenosa que no suele presentar agua pero se ha conservado por tener un talud importante y por su localización aislada al sur (Figura A2). De esta grupo de saladas, ni Salineta ni Pueyo se han incluido en el P.O.R.N. a pesar de que la primera, totalmente desprovista de protección ambiental, es refugio de especies amenazadas (Cervantes y Sanz, 2002).

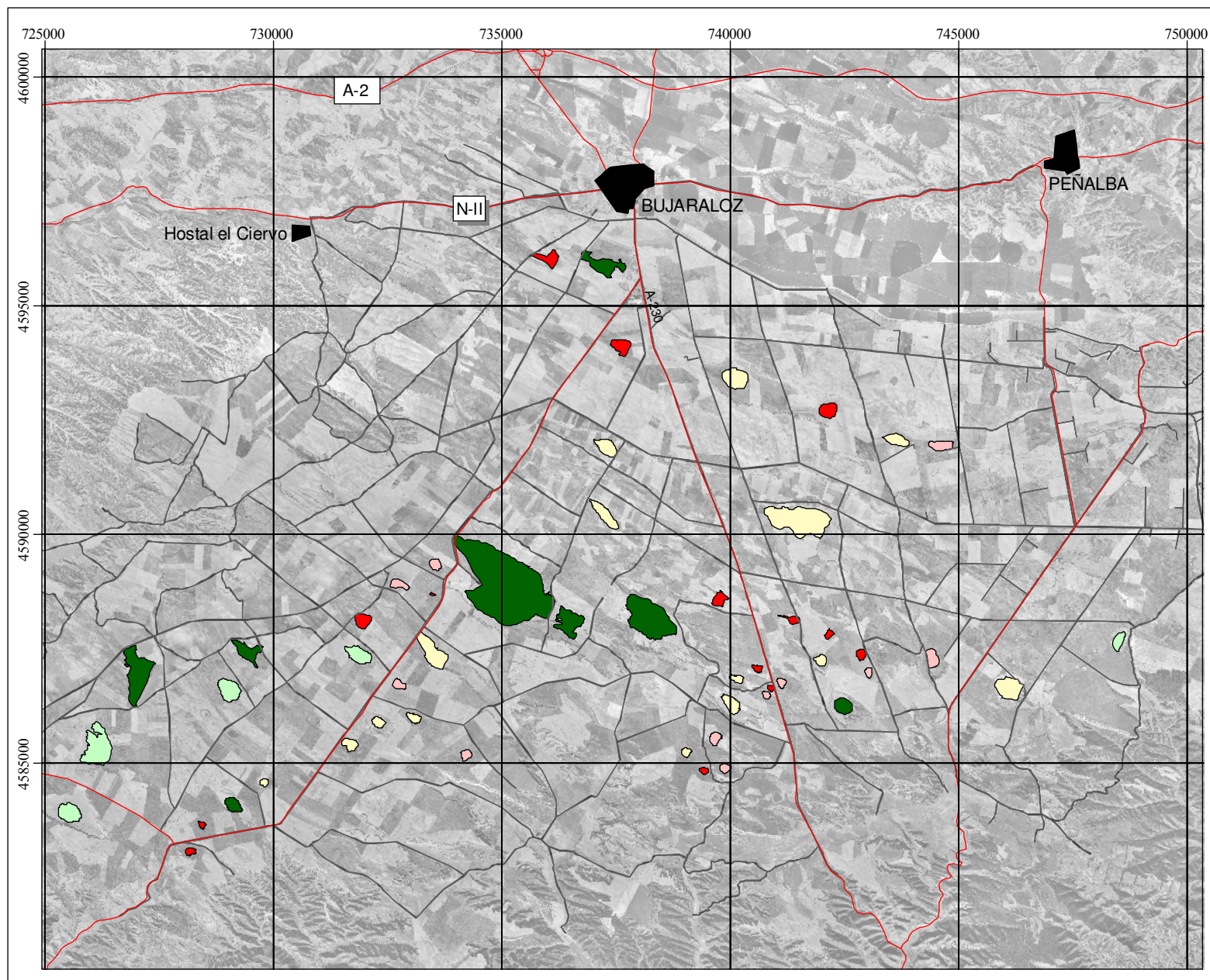
Mención especial merece Salineta, al sur de Bujaraloz y la mejor conservada de las cercanas a núcleo urbano. Esta salada se ha menospreciado haciendo llegar un polígono industrial y el nuevo regadío hasta su borde a pesar de ser la salada con mayor presencia de agua (Castañeda, 2002) y con precipitación salina más abundante, tanto histórica como actualmente, como lo atestiguan su explotación hasta épocas recientes, numerosas observaciones de campo y diversos estudios (Pueyo, 1979; Samper-Calvete y García-Vera, 1998). Su singularidad ha atraído a investigadores interesados por la hidroquímica de su salmuera y por el registro paleoclimático de sus sedimentos (Valero et al., 2001), estando actualmente en estudio financiado por el Gobierno de Aragón.

Excepto Gramenosa, las otras saladas con buena y muy buena conservación son las de mayor tamaño, de tipo playa-lake y las únicas con registros de agua gracias al estudio de Berga (1993) y al interés de esta autora entre 1993 y 1997. Casi todas están rodeadas o invadidas sus orillas por cultivos y vertidos de piedras en diferente grado. Gramenosa está totalmente cubierta por vegetación halófila y muy bien conservada gracias a su talud y a su localización aislada al sur.

El 50% de las saladas estudiadas presentan un estado de conservación malo o muy malo. Son las de menor tamaño y las más invadidas para uso agrícola, a veces abandonado tras la destrucción de la vegetación natural. De ellas, 9 han desaparecido y otras 9 son prácticamente irreconocibles (Figuras A6 a A9). San Miguel y Valdecarretas, están totalmente cubiertas por vertidos de piedras y basuras; Pitamar ha desaparecido al instalar un acopio de áridos para las obras de transformación. Albacar estaba totalmente cultivada y Cerrajero ha desaparecido con las últimas obras de transformación, a pesar ser en parte Z.E.P.A.

El 30% restante son saladas con un estado de conservación medio, como Benamud, Agustín, Farnaca, Amarga Alta, Valdefrancín, Valdespartosa, Vinagrero I y II (Figuras A4 y A5). Presentan lámina de agua ocasionalmente y eflorescencias salinas frecuentes entre la vegetación halófila que, bien desarrollada, tiende a ocupar casi todo el fondo, excepto las zonas más húmedas (Figuras A15b). Sus bordes, marcados a veces sólo por un cambio de vegetación menos tolerante a la salinidad, favorecen el acceso incluso a la maquinaria. La elevada salinidad de sus suelos, cuya conductividad eléctrica en extracto de saturación llega a superar los 100 dS/m en Agustín según datos de Herrero (1982), los hace improductivos; ello ha favorecido su conservación exceptuando los vertidos de piedras que aparecen en los bordes y, a veces, en su interior.

Casi todas estas saladas, al quedar dentro o muy cerca del área regable, están afectadas por nuevas pistas y por importantes obras de drenaje; algunas, como Farnaca, incluso están programadas para ser parcelas regadas. Excepcionalmente, Benamud y Agustín están protegidas como Z.E.P.A.s aunque, situadas en una cota relativa baja y confinadas por el regadío, no parecen tener posibilidades de conservación. Todas ellas albergan la vegetación más representativa de los humedales salinos, descrita como *vegetación de saladar* en el Estudio de Impacto Ambiental del Plan Coordinado de Obras (Comisión Técnica Mixta, 2002), y valorada como la formación vegetal de mayor fragilidad en la zona dada su elevada calidad (definida como valor naturalístico e importancia) y su baja capacidad de regeneración ante la alteración. Sin embargo, su conservación queda en entredicho al no formar parte de la lista de hábitats prioritarios de los L.I.C.s.



Mapa 1: **Estado de Conservación** **de las saladas de** **Bujaraloz-Sástago.**

Carmen Castañeda del Álamo,
2004

Centro de Investigación
y Tecnología Agroalimentaria,
Gobierno de Aragón.

Las saladas del sur de Monegos:
fácies, régimen hídrico
y estado actual.



Leyenda

Estado de Conservación

- Muy Bueno
- Bueno
- Medio
- Malo
- Muy malo

- ◆ Núcleos de población
 - Red de carreteras
 - Cobertura de la nueva red de pistas
- Capa de fondo: ortofotos
del SIG Oleícola

Coordenadas UTM. Huso 30N

Escala 1:150.000

5.3.2. Vulnerabilidad o exposición al deterioro.

Como se ha explicado en el Capítulo IV, Metodología, la vulnerabilidad de las saladas se ha estudiado mediante dos índices, el Actual o IVA y el Previsible o IVP que representan dos fases sucesivas en el avance de las obras asociadas a la transformación en regadío y, por tanto, dos grados de riesgo. En primer lugar se ha aplicado el Índice de Vulnerabilidad IVA que representa un riesgo de degradación común a todas las saladas porque va asociado a las obras de concentración parcelaria y trasiego de maquinaria pesada en toda la plataforma. La presencia de pistas colindantes favorece el acceso de vehículos por los bordes e interior, facilitando los vertidos de piedras y escombros e incluso los movimientos de tierras como en Amarga Baja y en Muerte, donde se ha destruido parte de la vegetación y de la duna formada a sotavento de la playa (Figura A14b). En otros casos, la salada queda fragmentada, como ocurre en Salineta (Figura A18c) o en Zaborros.

Este índice se ha definido como la suma de los rasgos codificados {distancia a pistas}, {tamaño} y {ocurrencia de agua}, según:

$$IVA = \{distancia\ a\ pistas\} + \{tamaño\} + \{ocurrencia\ de\ agua\}$$

Únicamente se ha aplicado a las 39 saladas que presentan datos de teledetección sobre ocurrencia de agua, obtenidos de Castañeda (2002). Según la fórmula establecida y los códigos de cada variable, IVA puede variar entre 3 y 15, valores que representan la mínima y la máxima vulnerabilidad. Las saladas estudiadas tienen valores de IVA entre 6 y 15 y se han agrupado según intervalos de la Tabla 7.

El resultado se muestra en el Mapa 2, donde el 60% de las saladas tienen una alta vulnerabilidad. Son las de menor tamaño, entre 1.43 y 12.2 ha, y también son las que menos agua presentan. Algunas ya han quedado incorporadas al nuevo regadío y otras, aunque dentro del área del P.O.R.N., quedan muy próximas a aquél. Suelen ser de bordes suaves y, a pesar de los vertidos de piedras y de los cultivos, algunas mantienen parte de la vegetación halófila (Figura A5).

Tabla 7. Intervalos establecidos en el Índice de Vulnerabilidad Actual (IVA): su valor, código y calificación.

Valor del Índice de Vulnerabilidad IVA	Código	Vulnerabilidad Actual
6.0-8.9	1	Baja
9.0-11.9	2	Media
12.0-15.9	3	Alta

El 28% de las saladas tienen vulnerabilidad media, algunas son saladas tipo playa-lake como Muerte, Guallar, Piñol y Pito, y están excluidas del regadío. Otras, como Agustín, Benamud y Gramenosa, aunque con menor presencia de agua no son menos singulares pues constituyen la mejor representación de la vegetación halófila de estos humedales salinos. Han quedado dentro del área de riego, están siendo muy afectadas por las nuevas pistas que incluso las atraviesan, y las obras de drenaje previstas pueden acabar con ellas fácilmente (Figuras A2 y A3). La alteración del suelo y la vegetación supone una gran pérdida de patrimonio, aún sin estudiar ni cartografiar, y su vulnerabilidad relativa es máxima porque su preservación no ha sido considerada al quedar fuera del Plan de Ordenación. Ninguna medida para preservar la vegetación halófila de estos saladares está prevista en el Estudio de Impacto Ambiental del Plan Coordinado de Obras.

Sólo el 13% de las saladas, con una vulnerabilidad baja, están menos expuestas al deterioro según las variables consideradas. Son las saladas más grandes, de tipo playa-lake, y todas quedan fuera del área de riego excepto Salineta, que tiene previsto el riego hasta su misma orilla, según se extrae del Plan de Obras (Comisión Técnica Mixta, 2002).

Las saladas que quedan dentro del regadío están expuestas a una degradación mucho más intensa que las que quedan dentro del P.O.R.N. debido a drenajes, balsas y pistas que se están construyendo para el regadío. Esta intensificación del riesgo a la degradación se ha representado con el Índice de Vulnerabilidad Previsible (IVP) que modifica el valor de IVA según la ubicación de las saladas:

$$IV_2 = F \times (\{\text{distancia a pistas}\} + \{\text{tamaño}\} + \{\text{ocurrencia de agua}\})$$

donde,

F = 1 si las saladas quedan fuera del regadío y a más de 500 m de su borde

F = 2 si quedan fuera del regadío a menos de 500 m de su borde

F = 3 si quedan dentro del regadío.

Según la fórmula y los códigos de cada variable, los valores de IVP podrían estar comprendidos entre 3.0 y 22.5, indicando la mínima y la máxima vulnerabilidad, respectivamente. Al aplicar el índice se han obtenido valores entre 6.0 y 22.5, y se han diferenciado cuatro grados de vulnerabilidad, uno más que con IVA, según la Tabla 8.

Tabla 8. Intervalos establecidos en el Índice de Vulnerabilidad IVP: su valor, código y calificación.

Valor del Índice de Vulnerabilidad Previsible IVP	Código	Vulnerabilidad Previsible
6.0-8.9	1	Baja
9.0-11.9	2	Media
12.0-15.9	3	Alta
16.0-22.5	4	Muy Alta

En el Mapa 3 se muestra el resultado de aplicar IVP, donde se observa que ha aumentado el número de saladas expuestas al riesgo de degradación. El 73% de las saladas tienen una vulnerabilidad alta o muy alta, y quedan incluidas en este grupo saladas de mayor tamaño como Agustín, de 68.14 ha. También Farnaca, Benamud y Gramenosa están ahora en este grupo.

Sólo el 10% de las saladas presentan una vulnerabilidad baja, son los playa-lakes de mayor tamaño e incluidos en el P.O.R.N.: La Playa, Camarón, Rollico y Pito. El resto de playa-lakes, de menor tamaño, tienen una vulnerabilidad media y están incluidos en el P.O.R.N. exceptuando Salineta. Esta salada presenta una vulnerabilidad media debido a la elevada presencia de agua, que la ha resguardado de la invasión agrícola; sin embargo, al quedar rodeada por regadío es esperable la modificación drástica y relativamente rápida de sus ciclos de inundación-secado con cambio de salinidad y composición del agua, con la consiguiente repercusión a la biota.

En la Figura 18 se muestra la diferencia entre los dos índices de vulnerabilidad aplicados, IVA e IVP. Las saladas que muestran un mayor aumento de vulnerabilidad al aplicar este segundo índice son Gramenosa y Cerrajero, debido a que su alto nivel de conservación y a una localización alejada de pistas, respectivamente. La mayoría de las saladas pequeñas del sur de la plataforma también se han vuelto más vulnerables junto a las más representativas de la vegetación halófila, en la parte norte (Agustín, Farnaca y Benamud, entre otras).

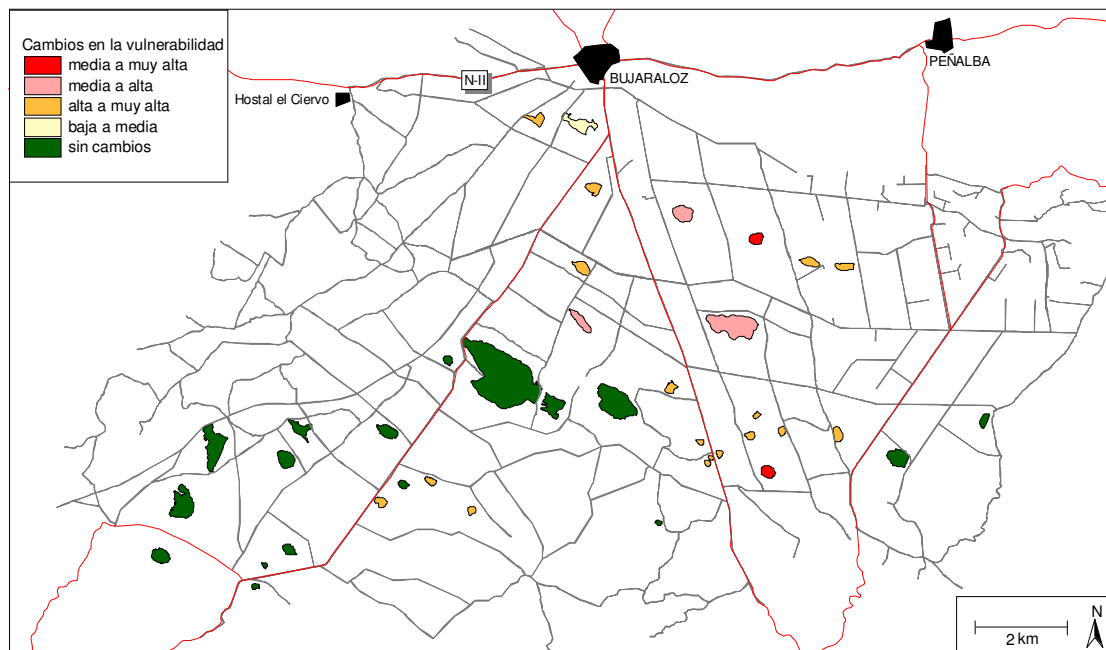
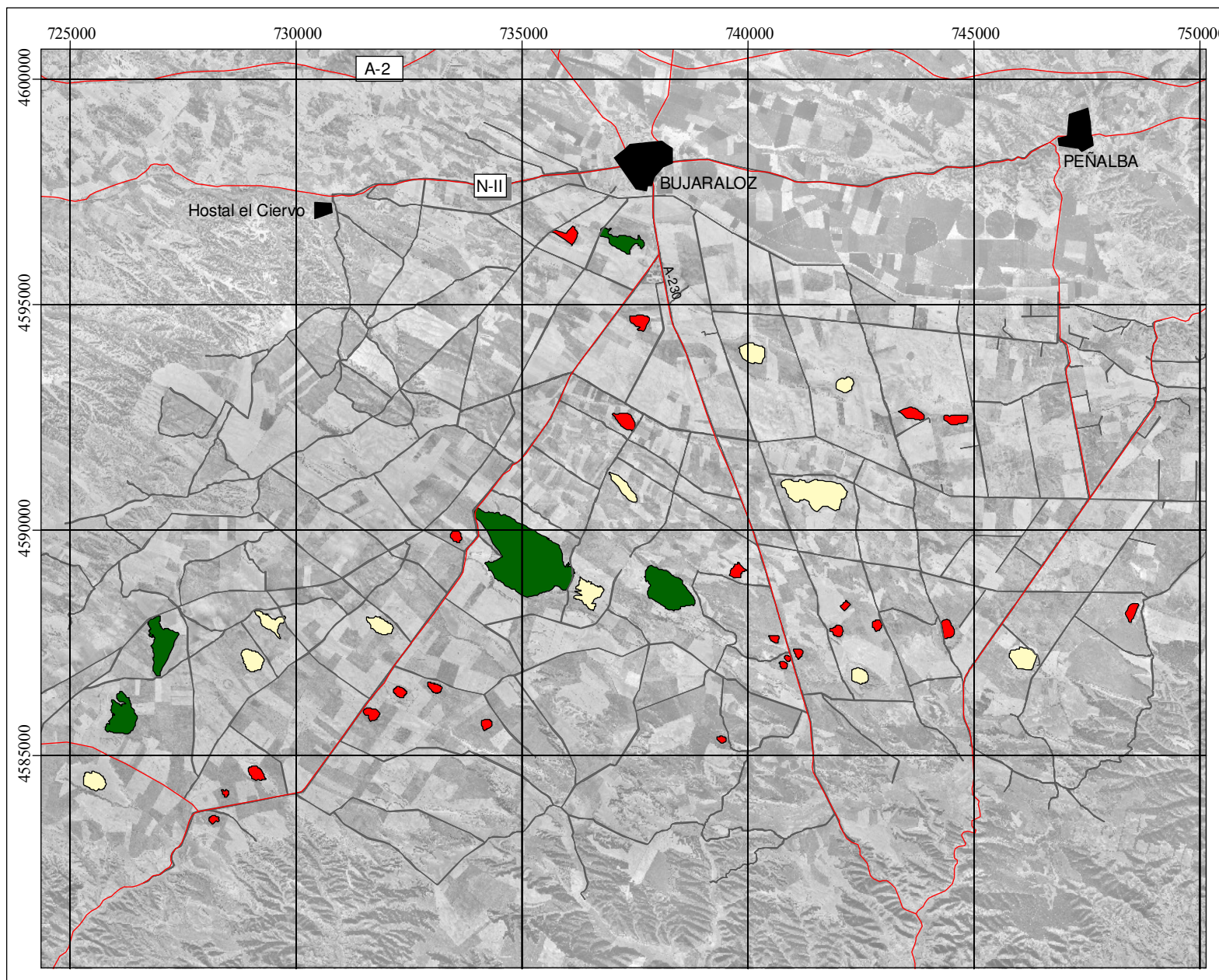


Figura 18. Saladas afectadas por el regadío. Diferencia entre IVA e IVP.

Este índice IVP muestra unos resultados más acordes con lo observado en campo, pues se han advertido importantes cambios allá donde las transformaciones del territorio son mayores, es decir, dentro de las nuevas áreas de riego. Sin embargo, las obras no están terminadas y quedan por constatar las afecciones más intensas, algunas irreversibles, en saladas contenidas dentro de esta área, derivadas de futuras actuaciones previstas y que se verán en un plazo no muy largo.



Mapa 2: Vulnerabilidad actual de las saladas de Bujaraloz-Sástago

Carmen Castañeda del Álamo,
2004
Centro de Investigación
y Tecnología Agroalimentaria,
Gobierno de Aragón

Las saladas del sur de Monegros:
facies, régimen hídrico
y estado actual.



Leyenda

Vulnerabilidad actual

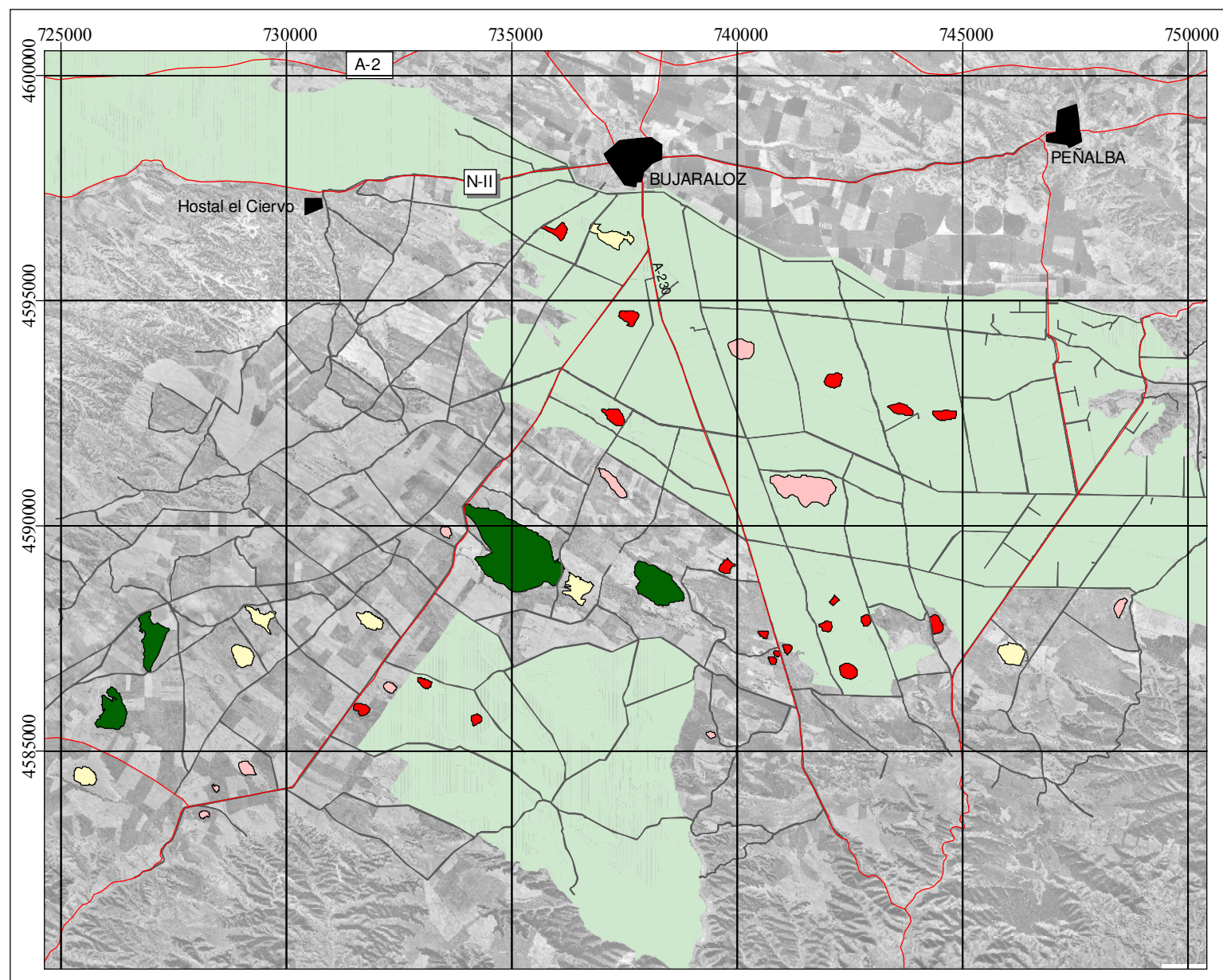
- Baja
- Media
- Alta

- Núcleos de población
- Red de carreteras
- Cobertura de la nueva red de pistas

Capa de fondo: ortofotos
del SIG Oleícola

Coordenadas UTM. Huso 30N

Escala 1:150.000



Mapa 3: Vulnerabilidad previsible de las saladas de Bujaraloz-Sástago

Carmen Castañeda del Álamo,
2004
Centro de Investigación
y Tecnología Agroalimentaria,
Gobierno de Aragón

Las saladas del sur de Monegos:
fácies, régimen hídrico
y estado actual



Leyenda

Vulnerabilidad previsible

- Baja
- Media
- Alta
- Muy alta

- Área de nuevo regadío
- Núcleos de población
- Red de carreteras
- Cobertura de la nueva red de pistas
- Capa de fondo: ortofotos del SIG Oleícola

Coordenadas UTM. Huso 30N
Escala 1:150.000

5.3.3. Condición de las saladas

Para obtener una representación más completa del entorno de las saladas, se ha integrado el nivel de conservación de cada salada con su grado de vulnerabilidad. Para ello se han cruzado el Índice de Conservación con cada uno de los Índices de Vulnerabilidad, IVA e IVP, resultando una matriz para cada caso. El número de saladas estudiadas está limitado por el Índice de Vulnerabilidad, ya que este índice se ha aplicado al máximo número de saladas con registros de agua, 39, obtenidos mediante teledetección. Los valores de dicha matriz representan la Condición en la que se encuentra cada salada, entendida en términos de conservación y vulnerabilidad al mismo tiempo, y da una idea de su situación en la fecha del estudio, más completa que la que ofrece cada índice por separado.

Cruzando el Índice de Conservación con el de Vulnerabilidad IVA se obtiene la Condición Actual, una matriz con 15 combinaciones posibles, tres de las cuales no están representadas por las saladas estudiadas (Tabla 9).

Tabla 9. Matriz obtenida al cruzar el Índice de Conservación IC con el Índice de Vulnerabilidad Actual IVA.

Código del Índice de Conservación IC modificado	Código del Índice de Vulnerabilidad Actual IVA		
	1	2	3
100	*	102	103
200	*	202	203
300	*	302	303
400	401	402	403
500	501	502	503

(*) no se ha dado ningún caso

Para facilitar la interpretación, las doce combinaciones resultantes se han agrupado siguiendo criterios subjetivos basados en el conocimiento de campo de las saladas, obteniendo la matriz de la Condición Actual de la Tabla 10.

Tabla 10. Matriz de la Condición Actual de las saladas obtenida al cruzar el Índice de Conservación IC con el Índice de Vulnerabilidad Actual IVA. El tono gris es más oscuro cuanto peor es la condición.

		Vulnerabilidad Actual IVA		
		Baja	Media	Alta
Estado de Conservación	Muy malo	*	Mala	Muy mala
	Malo	*	Mala	Muy mala
	Regular	*	Media	Muy mala
	Bueno	Muy buena	Buena	Media
	Muy bueno	Muy buena	Buena	Media

(*) no se ha dado ningún caso

donde la condición actual queda definida como: muy buena, buena, media, mala y muy mala, con los códigos de (1) a (5) respectivamente. Se observa que la mejor condición, representada por el valor (1), corresponde a saladas con el mejor estado de conservación y la menor vulnerabilidad; y la peor condición, representada por saladas con código (5), corresponde a las saladas con bajo nivel de conservación y alta vulnerabilidad.

En el Mapa 4 se muestra la Condición Actual, resultado de cruzar los índices IC e IVA. Más de la mitad de las saladas, el 58%, presentan una mala o muy mala condición. En general son las saladas de menor tamaño, por debajo de 13 ha, y sin presencia de agua según los registros disponibles. Algunas de ellas son irreconocibles por estar o haber estado cultivadas, como Albacar, Nieves, clota-37 y Zaborros, y otras están cubiertas por vertidos, como San Miguel. Farnaca es una excepción, pues con un tamaño medio y una vegetación halófila en muy buen estado, tiene una elevada vulnerabilidad por su localización en el centro de la plataforma.

El 31% de las saladas, con código (1) y (2), tienen una buena o muy buena condición. Son los playa-lakes de mayor tamaño y que tuvieron seguimiento de campo de su nivel de agua mediante escalas colocadas en su fondo. También Benamud y Gramenosa presentan una buena condición a pesar de no tener agua en ninguno de los registros disponibles. Por último, es interesante destacar de nuevo las saladas con condición media, que suponen el 13% del total, son de tamaño medio y tienen la vegetación halófila más representativa de estos humedales: Agustín, Las Amargas y Valdespartosa.

Cruzando el Índice de Conservación IC con el de Vulnerabilidad IVP se obtiene la Condición Previsible, una matriz con 20 combinaciones posibles, cinco de las cuales no están representadas por las saladas estudiadas (Tabla 11).

Tabla 11. Matriz obtenida al cruzar el Índice de Conservación IC con el Índice de Vulnerabilidad Previsible IVP.

Código del Índice de Conservación IC modificado	Código del Índice de Vulnerabilidad Previsible IVP			
	1	2	3	4
100	*	*	103	104
200	*	*	203	204
300	*	302	303	304
400	401	402	403	*
500	501	502	503	504

(*) no se ha dado ningún caso.

Los valores de dicha matriz también se han agrupado siguiendo criterios basados en el conocimiento de campo, resultando la matriz de la condición previsible de la Tabla 12.

Tabla 12. Matriz de la Condición Previsible de las saladas obtenida al cruzar el Índice de Conservación IC con el Índice de Vulnerabilidad Previsible IVP.

		Vulnerabilidad Previsible IVP			
		Baja	Media	Alta	Muy Alta
Estado de Conservación	Muy malo	*	*	Muy mala	Muy mala
	Malo	*	*	Muy mala	Muy mala
	Regular	*	Mala	Muy mala	Muy mala
	Bueno	Muy buena	Buena	Media	*
	Muy bueno	Muy buena	Buena	Media	Media

(*) no se ha dado ningún caso.

donde la condición previsible queda definida como: muy buena, buena, media, mala y muy mala, con los códigos (1) a (5), respectivamente. En este caso, la mejor condición corresponde al cruce 501 y la presentan las saladas de código (1), y la peor son las de cruce 104, son saladas con código (5). Como la vulnerabilidad de las saladas situadas dentro o cerca del área de riego ha aumentado, algunas de ellas caracterizadas previamente por su buena condición, pasan a tener una peor condición, como ocurre con Agustín, Benamud, Gramenosa y Salineta. Casi todas éstas son saladas de tamaño medio, muy bien conservadas pero han sido destinadas a la desaparición.

Aunque Agustín podría verse favorecida por ser ZEPA, al quedar en una cota más baja que el regadío que la rodea, se convierte en desagüe natural del entorno, y las medidas correctoras previstas para intentar evitar su destrucción por inundación constituyen un grave riesgo en sí mismas, además de suponer costes ambientales y económicos desmesurados. Es difícil pronosticar el futuro de esta salada a partir de los trazos rectilíneos de las obras, dibujados sobre el papel. El soporte más importante de todo lo que interesa conservar en la plataforma de Bujaraloz es el suelo y, paradójicamente, no se dispone de datos de su espesor y de su grado de desarrollo, de sus características físico-químicas e hidráulicas, de su salinidad, encostramiento y de la profundidad a la que enraízan los halofitos actuales. Algunas simulaciones de riego (Berga, 1993) pronostican inundaciones y salinización generalizadas en todas las saladas de la plataforma, que tratan de combatirse con la instalación de redes de drenaje.

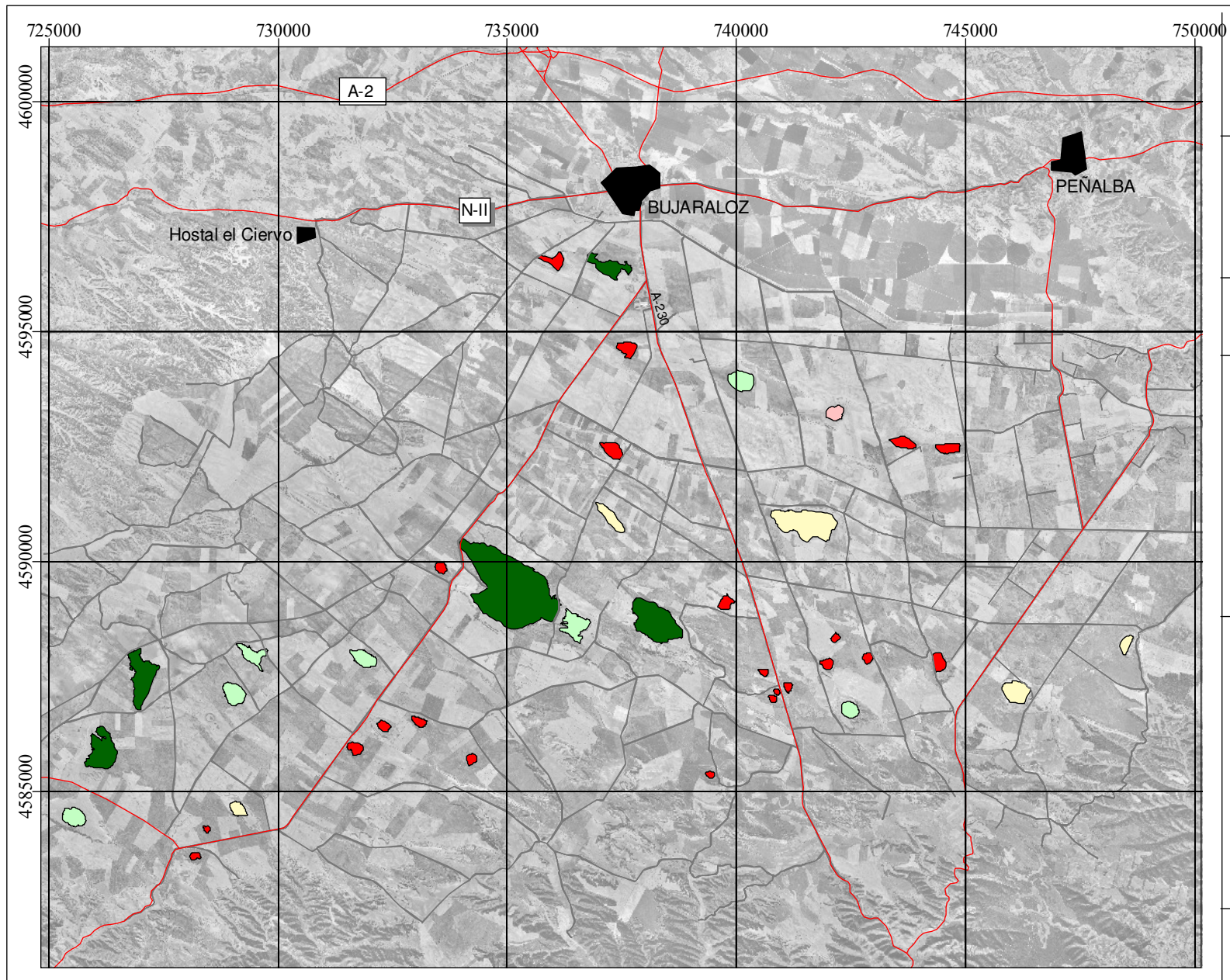
Como valoración final, el 69% de las saladas tienen una condición mala o muy mala. La mayoría están dentro del área de riego o muy cerca de sus límites y su tamaño es variado. Salineta, a pesar de su buena condición por su confinamiento y la elevada presencia de agua, ha sido destinada a desaguar los regadíos de alrededor por quedar dentro del área de riego. En ella no se ha previsto la construcción de drenajes porque no es ZEPA. Las saladas con mejor condición son los playa-lakes que tuvieron seguimiento de su calado durante periodos limitados: La Playa, Pueyo, Pito, Guallar Muerte, Piñol, Camarón, Rebollón y Rollico. Salineta, Agustín y Gramenosa son, con toda seguridad, las saladas más afectadas por los nuevos regadíos, pues su estado de conservación es muy bueno pero, incluidas en el área de riego, están muy expuestas a la degradación.

Esta valoración de la condición de las saladas puede interpretarse como recuperabilidad de las saladas, es decir, capacidad para recuperarse o bien, como necesidad de intervenir para lograr su conservación y/o recuperación. Así, cuanto mejor sea su condición, menores serán las medidas necesarias para conservarla y más fácil es su recuperabilidad; las saladas en peor condición necesitarán mayores medidas y serán de difícil recuperabilidad; en casos de condición extremadamente mala, la intervención podría ser innecesaria por inefectiva y las saladas se podrían calificar de difícilmente recuperables o irrecuperables.

5.4. El SIG de las saladas

Un resultado esencial de este trabajo es la confección de un sistema de información geográfica de las saladas de Bujaraloz. En él se han archivado datos de diferente naturaleza obtenidos de documentos dispersos y, algunos, de difícil accesibilidad. Los diferentes inventarios se han homogeneizado, y los registros de agua de fechas y fuentes diversas se han integrado para construir un entorno que permite la consulta y la actualización de la información. Este SIG podría ser una herramienta útil a los gestores del territorio encargados de custodiar estos hábitats y ayudar a planificar mejor las actuaciones porque permite utilizar información ignorada sobre el estado de las saladas e incorporar datos aun inexplorados.

Según el punto de vista o el interés del observador, los datos aquí tratados pueden reorientarse para generar otro tipo de información. La ventaja de manejar datos de diferente naturaleza en un entorno SIG, es que capacitan para extraer soluciones integradas e incluso permiten trabajar con escenarios simulados. Además, otros datos pueden incorporarse para añadir a este estudio del estado de las saladas matices diferentes relacionados con aspectos económicos, sociales y culturales.



Mapa 4: Condición actual de las saladas de Bujaraloz-Sástago

Carmen Castañeda del Álamo,
2004
Centro de Investigación
y Tecnología Agroalimentaria,
Gobierno de Aragón

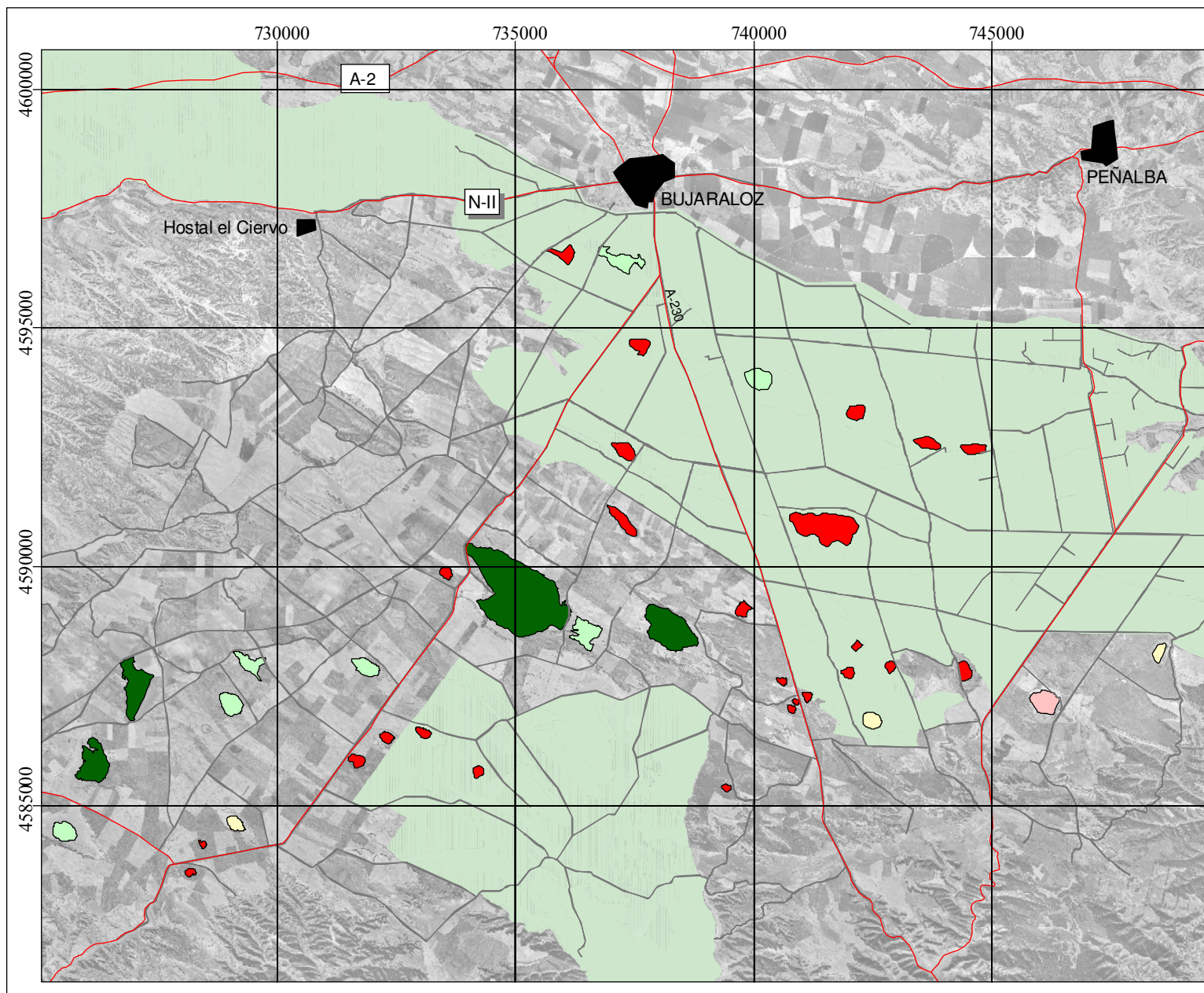
Las saladas del sur de Monegros:
facies, régimen hídrico y
estado actual



- Leyenda**
- Condición actual
- Muy Buena
 - Buena
 - Media
 - Mala
 - Muy mala
- ◆ Núcleos de población
- Red de carreteras
- Cobertura de la nueva red de pistas
- Capa de fondo: ortofotos del SIG Oleícola

Coordenadas UTM. Huso 30N

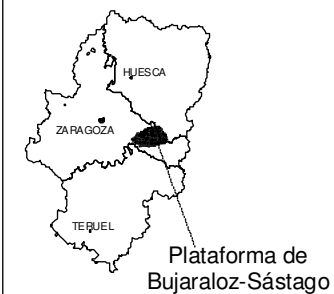
Escala 1:150.000



Mapa 5: Condición previsible de las saladas de Bujaraloz-Sástago

Carmen Castañeda del Álamo,
2004
Centro de Investigación
y Tecnología Agroalimentaria,
Gobierno de Aragón

Las saladas del sur de Monegos:
facies, régimen hídrico y
estado actual



Leyenda

Condición previsible

- Muy Buena
- Buena
- Media
- Mala
- Muy mala

Nueva área de regadío

Núcleos de población

Red de carreteras

Cobertura de la nueva red de pistas

Capa de fondo: ortofotos del
SIG Oleícola

Coordenadas UTM. Huso 30N

Escala 1:150.000

6. CONCLUSIONES

Se ha estudiado el estado actual de las saladas del sur de Monegros fundamentalmente a partir de las observaciones de campo del año 2003 integradas con datos de satélite y otros extraídos de documentos dispersos e inéditos, utilizando como herramienta un Sistema de Información Geográfica. Se ha elaborado el Inventario-2003, conteniendo localización y descripciones de campo de 53 saladas, que está relacionado con inventarios precedentes y que podría completarse y actualizarse con nuevas campañas de campo y, además, servir de referencia para la extracción de nuevos datos de satélite.

Habitualmente, las saladas han sido consideradas como terreno inservible en diferentes círculos que comparten la perspectiva productivista. Por ello sufren el asedio de la intensificación agrícola hasta lo que permiten sus ciclos de inundación y su salinidad, quedando rodeadas por cultivos o bajo destino de vertidos diversos. En el año 2003 las observaciones de campo revelan que más del 75% de las saladas estudiadas tienen un acceso fácil debido a su talud suave, siendo irreconocibles como saladas el 28% de ellas, por estar incorporadas a los cultivos de alrededor o afectadas por pistas o vertidos. El 90 % de las saladas estudiadas presentan vertidos de piedras, y las que no los tienen suelen estar ocupadas por cultivos. El 80% de las saladas están invadidas por cultivos en mayor o menor grado, y la mayoría de las que no lo están, tienen vertidos o movimientos de tierra. Esta descripción, lejos de avivar el desaliento, informa e invita al estudio de estos hábitats que han merecido el lejano reconocimiento europeo antes que el compromiso de nuestras debilitadas instituciones.

La revisión de documentos archivados e inéditos y la utilización de un SIG, ha permitido comparar las descripciones actuales con las de otros autores, revelando que en las últimas décadas se han producido importantes cambios en las saladas debido a la presión agrícola. La cobertura temporal de este estudio podría ampliarse si aparecieran datos anteriores o incorporando al SIG datos de protocolos notariales, fotografía aérea antigua o de otras fuentes. De momento, comparando el Inventario-2003 con el elaborado por Comín y Sanz en 1988 se han obtenido las primeras evaluaciones de la degradación entre dichas fechas: el talud se ha degradado en el 23% de las saladas estudiadas debido a movimientos de tierras y entrada de maquinaria, los cultivos han invadido el 30% de las saladas y en el 63% de ellas se han producido nuevos vertidos de piedras o escombros. El tamaño de las saladas cartografiado en ambos inventarios ha disminuido en un 50% de las saladas, debido

principalmente a la reducción de la vegetación halófila por los cultivos; muchas de las saladas inventariadas en 1988 son difícilmente reconocibles en 2003, y algunas han desaparecido. Desgraciadamente, este estudio queda abierto porque nuevos cambios se siguen produciendo mientras las obras de concentración parcelaria transforman toda la plataforma de Bujaraloz y la instalación de drenajes, balsas, acopios y otras infraestructuras asociadas al regadío afectan al 50% de la misma.

Una ventaja de emplear el sistema de información geográfica para tratar la información es que permite analizar y visualizar no sólo datos espaciales sino también atributos difícilmente medibles. En este sentido, y para sistematizar el estudio de las saladas y proporcionar una herramienta útil para la planificación territorial, se han establecido los Índices de Conservación y de Vulnerabilidad, que cuantifican el estado de conservación de las saladas y su riesgo de degradación. Así, el 50% de las saladas estudiadas está en mal o muy mal estado y sólo el 20% tiene un estado de conservación bueno o muy bueno, siendo éstas las de mayor presencia de agua, situadas en el centro y oeste de la plataforma, y además, Gramenosa.

El 60% de las saladas tienen una alta vulnerabilidad si se considera el riesgo asociado a las obras generales de concentración parcelaria en toda la plataforma (IVA). Son las de menor tamaño y las que menos agua presentan. Sin embargo, si se añade el riesgo asociado a las obras específicas dentro del área de riego, es decir aplicando el Índice de Vulnerabilidad IVP, no sólo aumenta el porcentaje de saladas con elevada vulnerabilidad hasta un 73%, sino que además se incluyen indiscriminadamente saladas de mayor tamaño y gran interés científico y patrimonial por ser los mejores testigos de la vegetación halófila de estos saladares aún por estudiar. Son Agustín, Farnaca, Benamud y Gramenosa, principalmente.

Cruzando los valores del estado de conservación y de vulnerabilidad se ha cuantificado la Condición de las saladas en los dos casos representados por los dos Índices de Vulnerabilidad, IVA e IVP. En el segundo caso, el de más degradación, el 69% de las saladas están en mala o muy mala condición. La mayoría de ellas están dentro del área de riego o muy cerca de sus límites y su tamaño es variado. Las saladas con mejor condición, por su buen estado y su baja vulnerabilidad son la mayoría de los playa-lakes que tuvieron seguimiento de su lámina de agua durante periodos limitados: La Playa, Pueyo, Pito, Guallar Muerte, Piñol, Camarón, Rebollón y Rollico. Todas ellas son una muestra relictica de condiciones climáticas y geológicas del pasado de la Cuenca del Ebro, y son similares a

playa-lakes del Norte de Africa, de Asia y de USA, donde humedales como éstos y otros de menor tamaño se están inventariando e incluso restaurando desde hace décadas con un decidido interés de conservación.

Salineta, Agustín y Gramenosa son, con toda seguridad, las saladas más afectadas por las transformaciones asociadas a los nuevos regadíos, pues con un estado de conservación muy bueno, y una vegetación singular, están incluidas en el área de riego y muy expuestas a la degradación, en un caso por la construcción de obras de drenaje, y en los otros por la falta de medidas de protección. Salineta, la de mayor presencia de agua y sales, y mayor riqueza de biomasa (algas y microorganismos extremófilos), queda dentro del área de riego sin medidas de protección porque no es ZEPA. Tampoco Gramenosa será protegida mientras que en Agustín, se intentará evitar la inundación mediante drenajes y bombeo de los excedentes de regadío.

Las especies endémicas, catalogadas y reconocidas mediante instrumentos legislativos, no se han empleado para valorar la importancia de unas saladas respecto a otras porque su presencia se ha considerado general en toda el área de estudio. Por ello este rasgo queda incluido dentro del interés científico y patrimonial general, junto con otros elementos de la biomasa no legislados pero no por ello menos valiosos, como las algas y los microorganismos extremófilos. Además, de poca utilidad sería entrar en este detalle cuando el mismo organismo que se ocupa de describir y cartografiar los endemismos es el que aprueba su destrucción.

La sistematización del estudio de las saladas mediante herramientas SIG ha permitido integrar datos de diversa fuente y naturaleza, cuantificar rasgos de difícil medida en campo y contrastar espacialmente los resultados. Desde el punto de vista del interés científico, paisajístico y patrimonial, y sin entrar en estimaciones sociales o económicas, la valoración de la condición actual de las saladas, basada en su estado de conservación y en su riesgo de degradación, permite establecer prioridades con vistas a su cuidado y recuperación. Otros criterios podrían emplearse para valorar las saladas y cuantificar su estado, dependiendo del punto de vista y de la demanda y las necesidades del observador.

Este trabajo, además de mejorar el conocimiento de las saladas del sur de Monegros, podría ser útil en tareas de gestión del territorio, pues constituye un punto de partida y un reto para los expertos en planificación y ordenación territorial.

BIBLIOGRAFÍA

- Alberto, F., Machín, J., Cuchí, J.A. y Poza, M.R. 1979. VIII Reunión Nacional de Suelos. Memoria y guía de las excursiones científicas. Consejo Superior de Investigaciones Científicas - Estación Experimental de AULA DEI, Zaragoza, 109 pp.
- Alberto, F., Gutiérrez, M., Peña, J., Ibáñez, M.J., Machín, J., Pocovi, A. y Rodríguez, J. 1984. El Cuaternario de la Depresión del Ebro en la región aragonesa. Cartografía y síntesis de conocimientos existentes. Universidad de Zaragoza. Zaragoza, 146 pp + mapas.
- Atauri Mezquida, J.A. y De Lucio Fernández, J.V. 2002. Modelo de seguimiento ecológico en espacios naturales protegidos. Consejo de Protección de la Naturaleza en Aragón, Zaragoza, 130 pp.
- Balsa, J., Guerrero, C., Pascual, M.L. y Montes, C. 1991. Las saladas de Bujaraloz-Sástago y las saladas de Chiprana: riqueza natural de Aragón. Empelte, 7. Grupo Cultural Caspolino. Caspe, Zaragoza.
- Baquer Barriandos, E. 1999. Hidrogeología del Bajo Aragón Zaragozano y sus humedales: el complejo lagunar de las Saladas de Chiprana. Cuadernos de Estudios Caspolinos, 24: 245-342.
- Belnap, J. y Warren, S.D. 2002. Patton's tracks in the Mojave desert, USA: an ecological legacy. Arid Land Research and Management, 16: 245-258.
- Blanché, C. y Molero, J. 1986. Las cubetas endorreicas al sur de Bujaraloz (Valle del Ebro). Contribución a su estudio fitocenológico. Lazaroa, 9:277-299.
- Berga Celma, A. 1993. Relaciones clima-agua-suelo-subsuelo en Monegros II. Tesis doctoral. Universidad de Lérida, 2 Tomos, 392 p. + anejos.
- Bertram, P. y Stadler-Salt, N. 1999. Selection of Indicators for Great Lakes Basin ecosystem health [en línea]. Versión 3. The State of the Lakes Ecosystems Conference (SOLEC), U.S. Environmental Protection Agency and Environment Canada [fecha de consulta: 25 Marzo 2004]. Disponible en: <http://www.epa.gov/glnpo/solec>.
- Bodoque, J.M., Pedraza, J., Martín-Duque, J.F., Sanz, M.A., Carrasco, R.M., Díez, A. y Mattera, M. 2001. Evaluación de la degradación específica en la cuenca vertiente al embalse de Puente Alat (Segovia) mediante métodos de estimación directos e indirectos. Cuaternario y Geomorfología, 15(3-4): 21-36.

- Casado, S. y Montes, C. 1995. Guía de los lagos y humedales de España. Ed. J.M. Reyero, Madrid, 255 pp.
- Castañeda, C. 2002. El agua de las saladas de Monegros sur estudiada con datos de campo y de satélite. Consejo de Protección de la Naturaleza en Aragón, Zaragoza, 158 pp.
- Castroviejo, S., Laínz, M., López González, G., Montserrat, P., Muñoz Garmendia, F., Paiva, J. y Villar, L. (Eds). 1990. Flora Ibérica: plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares, Tomo II. CSIC, Real Jardín Botánico, Madrid.
- Cendrero, A., Francés, E., Del Corral, D. Ferman, J.L., Del Río, L, Camino, M. y López, A. 2003. Indicators and indices of environmental quality for sustainability assesment in coastal areas; Application to case studies in Europe and the Americas. *Journal of Coastal Research*, 19(4): 919-933.
- Cervantes Vallejos, J. y Sanz Trullén, G. 2002. Distribución de *Halopeplis amplexicaulis* y otras plantas amenazadas en las saladas de Monegros. Diputación General de Aragón. Servicio Provincial de Medioambiente de Zaragoza. Subdirección del Medio Natural. Propuesta Z-21616. 92 pp. + anejos.
- Comín Sebastián, F.A. y Sanz Sanz, M.A. 1989. Limnología de las lagunas del polígono Monegros II. En C. Pedrocchi (ed.) Evaluación preliminar del impacto ambiental de los regadíos en el polígono de Monegros II. Tomo II. Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC). Estudio financiado por la Dirección General del Medio Ambiente del Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Madrid.
- Comisión Técnica Mixta. 2002. Plan Coordinado de Obras del Modificado de la 1ª Parte, 2ª fase (sectores VIII-A y XI-A) y de la 2ª parte, 1ª fase (sectores XI-A y XIII-A) de la zona regable de Monegros II. [Cederrón]. Documento público e inédito elaborado por la Confederación Hidrográfica del Ebro, la Dirección General de Desarrollo Rural del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, y la Dirección General de Estructuras Agrarias del Gobierno de Aragón. Zaragoza.
- Costa, L.T., Farinha, J.C., Hecker, N. y Thomas Vives, P. 1996. Mediterranean Wetland Inventory: A Reference Manual. MedWet/Instituto da Conservacao de Natureza/Wetlands International Publication, Volume I.
- Cowardin, L.M., Carter, V., Golet, F.C. y LaRoe, E.T. 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States [en línea]. Versión: 4 Diciembre 1998. U. S.

- Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. Jamestown, ND: Northern Prairie Wildlife Research Center Home Page. [fecha de consulta: 3 Diciembre 2003]. Disponible en: <http://www.npwrc.usgs.gov/resource/1998/classwet/classwet.htm>).
- Cuchí, J.A. 1986. Aportaciones al conocimiento de los suelos salinos de Aragón. Colección Tesis Doctorales, I.N.I.A., núm. 79, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, 396 pp.
- Dantín, J. 1942. Distribución y extensión del endorreísmo aragonés. Estudios Geográficos. Año III, n.8: 505-596. Madrid.
- D.G.A. 2001. Inventario de Puntos de Interés Geológico de Aragón. Ed. Prames y Diputación General de Aragón, Zaragoza, 244 pp.
- D.G.A. 2003. Plan de ordenación de Recursos Naturales de las Zonas Esteparias de Monegros Sur (Sector Occidental). Borrador de avance de marzo de 2003. Documento inédito y consultado en la Dirección de Medio Natural del Gobierno de Aragón, 114 páginas + anejos cartográficos, Zaragoza.
- D.G.O.H. 1991. Estudio de las Zonas Húmedas de la España Peninsular. Inventario y Tipificación. Documento de síntesis. INITEC. Dirección General de Obras Hidráulicas, Ministerio de Obras Públicas y Transportes, Madrid.
- Dini, J., Cowan, G. y Goodman, P. 1998. South African National Wetland Inventory. Proposed wetland classification system for South Africa. First Draft [en línea]. Última actualización: 12 Enero 1999. South African Wetlands Conservation Program. [fecha de consulta: 3 Diciembre 2003]. Disponible en: http://www.ngo.grida.no/soesa/nsoer/resource/wetland/inventory_classif.htm
- Estudi Ramon Folch (ERF). 2004a. Los índices y los indicadores [en línea]. Auditoría ambiental municipal de El Prat de Llobregat i Proposta de Pla d'Acció Ambiental (Agenda 21 Local). ©ERF Gestió i Comunicació Ambiental, S.L. [fecha de consulta: 7 Abril 2004]. Disponible en: <http://www.erf.es/cas/fconcepte/c011a.html>
- Estudi Ramon Folch (ERF). 2004b. La parametrización de los fenómenos ambientales: el caso del IFE [en línea]. Balanç de recursos y problemes ambientals de l'àrea de Barcelona. Diagnosi, propostes i recomanacions. ©ERF Gestió i Comunicació Ambiental, S.L.

[fecha de consulta: 7 Abril 2004]. Disponible en:

<http://www.erf.es/cas/fconcepte/c029c.html>

European Environment Agency. 2004. Indicators [en línea]. ©1993-2004, EEA [fecha de consulta: 30 Abril 2004]. Disponible en: <http://themes.eea.eu.int/indicators>.

Finlayson, C.M., Davidson, N.C. y Stevenson, N.J. 1999. Report from Workshop 4: Wetland Inventory, Assessment and Monitoring – Practical Techniques and Identification of Major Issues. Pp. 16-19 in: Wetlands – a Source of Life [en línea]. Conclusions of the 2nd International Conference on Wetlands and Development, 10-14 November 1998, Dakar, Senegal. Wetlands International/IUCN/WWF/-Ministry of Environment & Nature Protection of Senegal. [fecha de consulta: 7 Abril 2004]. Disponible en: <http://www.wetlands.org/inventory&/GRoWI/Workshop4.doc>

Geneletti, D. 2004. Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 5: 1-15.

Gobierno Vasco. 2003. Indicadores Ambientales [en línea]. Última actualización: 30 Abril 2004. Departamento de Ordenación del Territorio y del Medio Ambiente [fecha de consulta: 30 Abril 2004]. Disponible en: http://www.euskadi.net/indicadores_ambientales/.

González Bernáldez, F. 1992. Los paisajes del agua. Terminología popular de humedales. Ed. J.M.Reguero, Madrid, 257 pp.

Guerrero M.C., Balsa, J., Pascual, M., Martínez, B. y Montes, C. 1991. Caracterización limnológica de la salada de Chiprana (Zaragoza, España) y sus comunidades de bacterias fototróficas. Limnética, 7: 83-96.

Herrero, J. 1982. Salinidad del suelo en salobres de Monegros y Somontano oscense como condicionante de la vegetación. Institución Fernando El Católico, Zaragoza, 50 pp.

Hunt, R.J., Krabbenhoft, D.P. y Anderson, M.P. 1997. Assessing hydrogeochemical heterogeneity in natural and constructed wetlands. Biogeochemistry 39: 271-293.

Hunt, R.J., Bullen, T.D., Krabbenhoft, D.P. y Kendall, C. 1998. Using stable isotopes of water and strontium to investigate the hydrology of a natural and a constructed wetland. Ground Water, 36(3): 434-443.

- Hunt, R.J., Walker, J.F. y Krabbenhoft, D.P. 1999. Characterizing Hydrology and the importance of ground-water discharge in natural and constructed wetlands. *Wetlands*, 19(2): 458-472.
- Jenks, G.F. 1977. Optimal data classification for choropleth maps. *Ocasional paper No. 2*. Lawrence, Kansas: Departamento de Geografía, Universidad de Kansas.
- Junta de Andalucía. 2002. Plan Andaluz de Humedales, conserjería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, 236 pp. + anejos.
- Kade, A. y Warren, S.D. 2002. Soil and plant recovery alter military disturbance. *Arid Land Research and Management*, 16: 231-243.
- Klijn, F. y Udo de Haes, H.A. 1994. A hierarchical approach to ecosystems and its implications for ecological land classification. *Landscape Ecology*, 9(2): 89-104.
- Leranoz, B. 1998. Primer inventario de los puntos de interés geológico de Aragón. *Surcos*, 57: 40-43.
- Marín Velázquez, J.A. 1982. Aparición de *Riella Helycophylla* en cultivo de barro. Influencia de la salinidad en su desarrollo. *Collectanea Botanica*, 13(1): 195-200.
- Montes, C., Borja, F., Bravo, M.A. y Moreira, J.M. 1998. Reconocimiento biofísico de espacios naturales protegidos. Doñana: una aproximación ecosistémica. *Conserjería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía*, 526 pp.
- Moizo Marrubio, P. 2004. La percepción remota y la tecnología SIG: una aplicación en ecología del paisaje. *GeoFocus*, 4: 1-24.
- Northern Prairie Wildlife Research Center and Fort Collins Science Center (*formerly* Midcontinent Ecological Science Center). 1996 (revised 2004). Wetland restoration bibliography. Jamestown, ND: Northern Prairie Wildlife Research Center online. [fecha de consulta: 29 Marzo 2004]. Disponible en:
<http://www.npwrc.usgs.gov/resource/literatr/wetresto/wetresto.htm>.
- Pedrocchi Renault, C. 1988. Bases limnológicas para la conservación y gestión de los humedales de Aragón. PCB-11/87. DGA.
- Pedrocchi Renault, C. (Coordinador). 1998. *Ecología de Los Monegros*. Instituto de Estudios Altoaragoneses, Huesca, 430 pp.
- Plans, P. 1969. Problemas del endorreísmo español. *Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de Madrid*, Tomo LXIII, cuaderno segundo: 271-310.

- Powers, D.A. y Xie, Y. 2000. Statistical methods for categorical data analysis. Ed. Academic Press, 305 pp.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). 2003. United Nations Environment Program/LAC-IGWG.XIV/Inf.11. Los Indicadores Ambientales, Reunión preparatoria de expertos, 20 al 21 de noviembre de 2003. [fecha de consulta: 9 Octubre 2003]. Disponible en: <http://www.pnuma.org/panama>
- Pueyo-Mur, J.J. 1979. La precipitación evaporítica actual en las lagunas saladas del área: Bujaraloz, Sástago, Caspe, Alcañiz y Calanda (provincias de Zaragoza y Teruel). Revista del Instituto de Investigaciones Geológicas 33: 5-56, Diputación Provincial y Universidad de Barcelona.
- Rivas, V., Rix, K., Francés, E., Cendrero, A. y Brunsden, D. 1997. Geomorphological indicators for environmental impact assesement: consumable and non-consumable geomorphological resources. Geomorphology, 18: 169-182.
- Quirantes, J. 1965. Nota sobre las lagunas de Bujaraloz-Sástago. Geographica. Año XII. Zaragoza.
- Sainz Ollero, H., Franco Múgica, F. y Arias Torcal, J. 1996. Estrategias para la conservación de la Flora amenazada de Aragón. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, serie Conservación, 221 pp.
- Samper-Calvete, F.J. y García-Vera, M.A. 1998. Inverse modeling of ground-water flow in the semiarid evaporitic closed basin of Los Monegros, Spain. Hydrogeology Journal, 6: 33-49.
- Sanz, M.A. y Pedrocchi, C. 1992. The endorheic area of Monegros and its Salt lakes, En Mid-Congress Excursions, Eds. J. Catalan & J.L. Petrus. XXV Societas Internationalis Limnologiae (SIL) Congress, Barcelona: 11.1-11.5.
- Tiner, R.W., Bergquist, H.C., DeAlessio, G.P. y Starr M.J. 2002. Geographically Isolated Wetlands: A Preliminary Assesement of their Characteristics and Status in Selected Areas of the United States. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Northeast Region, Hadley, MA.
- United States Environmental Protection Agency. 2004. Wetlands [en línea]. Actualizado el 7 de Abril de 2004. [fecha de consulta: 7 Abril 2004]. Disponible en: <http://www.epa.gov/owow/wetlands>.

- Valero-Garcés, B.L., Navas, A., Machín, J., Stevenson, T. y Davis, B. 2000. Responses of a saline lake ecosystem in a semiarid region to irrigation and climate variability. *Ambio*, 29(6): 344-350.
- Valero-Garcés, Blas L., Martí, C., García-Ruiz, J.M., González-Sampériz, P., Lorente, A., Beguería, S., Navas, A., Machín, J., Delgado-Huertas, A., Stevenson, T. y Davis, B. 2001. Lateglacial and early holocene paleohydrological and environmental change along a humid-arid transect from the central Pyrenees to the Ebro valley (Spain). *Terra Nostra* 2001/3: 211-218 pp.
- Webb, R.H. 2002. Recovery of severely compacted soils in the Mojave desert, California, USA. *Arid Land Research and Management*, 16: 291-305.

Capítulo VI

Anejo

ANEXO II

Ficha informativa del Inventario nacional de zonas húmedas

INVENTARIO
NACIONAL DE ZONAS
HÚMEDAS

1. IDENTIFICACIÓN

1.1. DENOMINACIÓN Y CODIFICACIÓN DE LA ZONA HUMEDA

Código INZH: Nombre: ¿Pertenece a algún
complejo de humedales? ☐

1.2. CÓDIGOS DE IDENTIFICACIÓN EN REDES A LAS QUE PERTENECE LA ZONA HUMEDA

BDHE: DGOH: Catálogo autonómico: ZEPA: LIC / ZEC: Ramsar: ZEPIM: MedWet: Otros códigos:

1.3. MOTIVOS DE INCLUSIÓN DE LA ZONA HUMEDA EN EL INVENTARIO NACIONAL

Naturaleza de humedal y tipología

Tipología

Valores del humedal

Norma específica de protección

Figura A1. Ficha básica del Inventario Nacional de Humedales (BOE, 25/03/2004).

2. LOCALIZACIÓN Y SUPERFICIE

21. LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA	
• Coordenadas del punto central	
Geográficas: <input type="text"/> [°] <input type="text"/> ' <input type="text"/> N <input type="text"/> [°] <input type="text"/> ' <input type="text"/>	UTM: <input type="text"/>
• Altitud <input type="text"/>	m.s.n.m.

22. LOCALIZACIÓN ADMINISTRATIVA	
Provincia: <input type="text"/>	Comunidad Autónoma: <input type="text"/>
Término municipal: <input type="text"/>	Isla: <input type="text"/>

23. LOCALIZACIÓN HIDROLÓGICA	
Cuenca: <input type="text"/>	Subcuenca: <input type="text"/>

24. SUPERFICIE DE LA ZONA HÚMEDA	
• Superficie de la zona húmeda: <input type="text"/>	has Contador: <input type="text"/>
• Delimitación de la zona húmeda (método y cartografía):	<input type="text"/>
• Observaciones:	<input type="text"/>

Figura A1 (cont). Ficha básica del Inventario Nacional de Humedales (BOE, 25/03/2004).

3. RÉGIMEN DE PROTECCIÓN, PLANES Y MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

3.1. PRINCIPAL FIGURA DE PROTECCIÓN	
• Figura de protección de mayor rango:	<input style="width: 90%;" type="text"/>
• Norma y fecha de declaración:	<input style="width: 90%;" type="text"/>
• Porcentaje de la zona húmeda cubierto por esta figura:	<input style="width: 10%;" type="text"/> %
3.2. OTRAS FIGURAS DE PROTECCIÓN	
<input style="width: 100%; height: 100%;" type="text"/>	
3.3. PLANES Y MEDIDAS DE CONSERVACIÓN	
<input style="width: 100%; height: 100%;" type="text"/>	
4. ESTADO DE CONSERVACIÓN	
• Estado de conservación:	<input style="width: 50%;" type="text"/>
• Observaciones:	<input style="width: 90%;" type="text"/>

Figura A1 (cont). Ficha básica del Inventario Nacional de Humedales (BOE, 25/03/2004).

5. OTROS DATOS

• Fecha de cumplimentación original de esta ficha:	<input type="text"/>
• Organismo que cumplimenta:	<input type="text"/>
• Norma y fecha de inclusión en el Inventario Nacional de Zonas Húmedas:	<input type="text"/>
• Fecha de actualización de la ficha:	<input type="text"/> N° actualizaciones <input type="text"/>
• Organismo que actualiza :	<input type="text"/>
• Observaciones:	<input type="text"/>

6. CARTOGRAFIA


00001	Humedal con modificaciones varias	Procedencia de la cartografía	<input type="text"/>
			

Figura A1 (cont). Ficha básica del Inventario Nacional de Humedales (BOE, 25/03/2004).

Tabla A1. Inventario de Comín y Sanz (1989). R: resaltes importantes; r: resaltes poco importantes; LL: cubeta llana; S: se ha encontrado seca; I: acumuló agua en algún momento del muestreo; D: depósito de materiales por acción del viento; C: toda la cubeta está cultivada; Cl: solamente se cultivan las laderas de la cubeta; Cf: sólo se cultiva el fondo; P: acúmulos de piedras; B: acúmulos de basura; Pa: se dedica a pastos; V: colonizada por vegetación estépica.

<i>Número</i>	<i>Nombre</i>	<i>Municipio</i>	<i>UTM_E</i>	<i>UTM_N</i>	<i>Superficie</i>	<i>Altitud</i>	<i>Características</i>
1		Bujaraloz	739000	4585900	5.62	356.4	LL,S,D,C
2		Bujaraloz	739300	4585300	6.66	351.1	R,S,C,2cubetas
4		Bujaraloz	740500	4585600	3.06	350.2	R,S,D,C
5		Bujaraloz	740500	4585600	2.97	359.5	R,S,C
6		Bujaraloz	740800	4585100	2.52	360.2	R,S,C
7		Bujaraloz	741200	4585200	1.62	365.1	LL,S,C
8		Bujaraloz	741000	4584800	2.34	364.4	R,S,C
9		Bujaraloz	741500	4585100	2.16	362.2	R,S,Cl
10		Bujaraloz	741700	4585300	4.68	364.0	R,S,C
11		Bujaraloz	741800	4584800	2.02	364.2	LL,S,Cf
12		Bujaraloz	742000	4584900	8.39	361.0	LL,S,C
13		Sástago	725400	4584400	16.49	319.0	R,I,Cl
14		Sástago	726000	4586000	20.97	323.0	R,I,D,Cl
15		Sástago	728000	4583600	4.14	340.0	R,S,Cl
16		Sástago	728500	4584100	3.69	350.0	r,S,C,P
17	L. del Pez	Sástago	729000	4584600	3.78	330.0	R,I,D,Cl
18		Sástago	729000	4585000	2.88	340.0	LL,S,C
19	Hoya del Pez	Sástago	729800	4585000	1.59	343.1	R,S,Cl,P
20	Hoya de Lupón	Sástago	729100	4583600	2.90	343.8	R,S,C
23		Sástago	730900	4584000	1.80	340.0	LL,S,C
24	Hoya de Aljeces	Sástago	731300	4583600	9.36	338.6	R,I,Cl
25	Hoya Rafelez	Sástago	731600	4584300	4.50	342.2	R,S,Cl
26		Sástago	725000	4585600	12.30	325.1	LL,S,C
27		Sástago	724000	4586000	8.50	329.3	LL,S,C
28		Sástago	724100	4585400	4.50	332.5	LL,S,C
29	S.del Camarón	Sástago	729000	4587000	16.11	328.3	R,I,D,Cl
30		Sástago	728500	4586600	7.56	326.4	LL,S,C
31	S. de la Muerte	Sástago	729000	4589000	10.35	334.5	R,I,D,Cl
33		Sástago	730800	4586500	3.18	340.4	R,S,D,Cl
34	Valdecarretas	Sástago	731700	4586000	6.03	340.9	r,l,Cl,P
35		Sástago	732300	4586500	2.07	340.0	r,S,Cl
36	Hoya Vinagrero	Sástago	733000	4586600	4.32	339.4	R,S,Cl,P
38	H.del Correo	Sástago	732700	4587300	3.06	342.9	r,S,Cl
39	L.de Guallar	Sástago	732000	4588000	7.74	336.4	R,I,D,Cl
40		Bujaraloz	730500	4586000	5.85	352.5	r,s,Cl
41		Bujaraloz	740000	4586000	9.18	349.1	R,S,C
42		Bujaraloz	740000	4586500	12.39	341.6	R,S,D,C
43	B.de Gros	Bujaraloz	740000	4587300	11.34	342.8	R,S,D,Cl,A
44		Bujaraloz	740800	4587000	1.62	350.0	LL,S,C
45		Bujaraloz	740000	4587100	1.62	352.1	LL,S,P

Tabla A1 (cont.). Inventario de Comín y Sanz (1989). R: resaltes importantes; r: resaltes poco importantes; LL: cubeta llana; S: se ha encontrado seca; I: acumuló agua en algún momento del muestreo; D: depósito de materiales por acción del viento; C: toda la cubeta está cultivada; Cl: solamente se cultivan las laderas de la cubeta; Cf: sólo se cultiva el fondo; P: acúmulos de piedras; B: acúmulos de basura; Pa: se dedica a pastos; V: colonizada por vegetación estépica.

<i>Número</i>	<i>Nombre</i>	<i>Municipio</i>	<i>UTM_E</i>	<i>UTM_N</i>	<i>Superficie</i>	<i>Altitud</i>	<i>Características</i>
46		Bujaraloz	741100	4587300	3.69	353.3	LL,S,P
47		Bujaraloz	741300	4586700	6.66	350.1	LL,S,Cl
48		Bujaraloz	742400	4586900	14.13	345.3	R,I,Cl
49		Bujaraloz	742000	4587800	9.09	349.8	r,I,c,P
50		Bujaraloz	742100	4588300	6.50	351.0	LL,S,c
51		Bujaraloz	741200	4588300	3.98	350.0	r,S,V
52		Bujaraloz	741100	4588700	4.02	350.0	LL,S,C
53		Bujaraloz	742900	4588000	3.15	355.5	r,S,C
54		Bujaraloz	743000	4587900	5.40	359.4	LL,S,C
55		Bujaraloz	743400	4587600	5.49	350.0	LL,S,Cl
56		Bujaraloz	744000	4588000	9.83	350.0	R,S,C
58		Peñalba	745700	4588200	3.60	353.2	LL,S,C
59	Amarga I	Peñalba	746000	4587000	12.42	349.6	R,I,D,P,Pa
60		Peñalba	746000	4587800	2.25	352.5	LL,S,P
61		Peñalba	746500	4589600	1.53	352.1	L,S,Cl
62		Peñalba	746200	4588500	2.09	351.8	LL,S,Cl
63		Peñalba	746600	4588600	1.35	351.8	LL,S,C
64		Peñalba	749500	4588400	1.89	350.0	LL,S,Cl
65		Peñalba	749800	4588700	2.09	349.8	LL,S,C
66	Amarga II	Peñalba/Fraga	748400	4588000	17.19	350.1	R,I,D,Cl,P,Pa
68	L.de la Playa	Sástago	735000	4589000	187.02	326.3	R,I,D
69	L.de Pueyo	Sástago	736600	4588500	15.39	326.5	R,I,D,Cl
70	L.de Pito	Sástago	738000	4589000	49.88	322.9	R,I,D,Cl
72		Bujaraloz/Peñalba	739600	4590000	2.34	330.0	LL,S,C
73		Bujaraloz	739300	4594500	4.68	340.0	r,s,D,C
75		Bujaraloz	736200	4590500	2.97	330.0	LL,S,Cl
76		Bujaraloz	739000	4591000	14.96	330.0	r,S,V
80		Bujaraloz	739600	4589000	26.40	336.0	r,S,V,P
81		Bujaraloz	741000	4590500	30.51	316.3	R,I,V,P
82	S.de Piñol	Sástago	728400	4588000	10.17	337.5	R,I,D,c,P
83	H.de las Berzas	Sástago	732000	4588900	8.01	341.3	r,S,V
85		Bujaraloz	734900	4592600	1.80	340.0	LL,I,Cl
86		Bujaraloz	739000	4592300	14.58	340.0	R,S,Cl
88		Bujaraloz	740000	4594000	23.58	340.0	R,S,C
89		Bujaraloz	739000	4593500	7.56	340.0	r,S,V
91	La Salineta	Bujaraloz	739000	4596300	15.66	325.1	R,I,D
92	Balsa Buena	Bujaraloz	738300	4595600	7.02	329.5	R,S,D,C
93		Bujaraloz	737700	4590000	3.15	330.0	LL,S,C
94	Balsa Garra	Bujaraloz	740000	4596500	6.66	322.3	LL,S,D,C
95	El Saladar	Bujaraloz	739300	4599200	15.66	323.2	r,I,Cl,B
96	El Salobral	Bujaraloz	738800	4598800	6.39	319.0	LL,I,B
98		Bujaraloz	738500	4589800	4.10	330.0	LL,S,C
101		Valfarta	739000	4546000	3.06	350.0	r,I,Cl
102	El Basal	Ballobar	762000	4546000	18.81	250.0	R,I,Cl
103	B.de Don Juan	Ballobar	758000	4546000	6.50	280.0	R,S,Cl

Tabla A2. Fechas de la campaña de campo 2002-2003 y saladas visitadas.

Fecha	24_04_2002	01_10_2002	18_11_2002	25_11_2002	06_12_2002	10_01_2003	20_01_2003	28_01_2003	06_02_2003	24_02_2003	11_03_2003	01_04_2003	23_04_2003	28_04_2003	08_05_2003	29_05_2003	14_06_2003
Salada																	
Clota-19																	
Clota-37																	
Clota-50																	
Clota-51																	
Clota-52																	
Catio I																	
Catio II																	
Clota-94																	
Agustín																	
Albacar																	
Alforjeta I																	
Alforjeta II																	
Amarga Alta																	
Amarga Baja																	
Balsa																	
Benamud																	
Berchel																	
Bernab																	
Camarón																	
Cerrajero																	
Chamarqueta																	
Corral Viejo																	
Correo																	
Don Roque																	
Escobedo																	
Farnaca																	
Gramenosa																	
Gros																	
Guallar																	
Herrero																	
La Playa																	
Larga																	
Berzas																	
Lisonfer																	
Muerte																	
Nieves																	
Pez																	
Piñol																	
Pito																	
Pueyo																	
Rebollón																	
Rollico																	
Salineta																	
San Miguel																	
Valdecarreta																	
Valdefrancin																	
Valdespartosa																	
Vinagrero I																	
Vinagrero II																	
Yesera I																	
Zaborros																	

Tabla A3. Componentes del Inventario-2003: observaciones de campo, superficie extraída del SIG oleícola, distancia a pistas obtenida empleando ArcView, y % de imágenes Landsat con agua respecto a todas las estudiadas.

Salada	Observaciones de campo				SIG oleícola	ArcView	Landsat
	Cultivos	Talud	Vertidos de piedras	Agua 2003	(ha)	Distancia a pistas (m)	Ocurrencia de agua (%)
Clota-19	total	irreconocible	sin piedras	no	1,7	388	0
Clota-37	total	leve	sin piedras	si	4,9	302	4
Clota-50	parcial	irreconocible	centro y talud	no	2,5	599	0
Clota-51	parcial	irreconocible	centro	no	4,1	123	0
Clota-52	parcial	leve	centro	no	2,8	351	
Catio I	total	leve	talud	no	2,3	164	
Catio II	parcial	irreconocible	talud	no	3,7	320	
Clota-94	parcial	leve	centro	no	9,3	431	0
Agustín	parcial	val	centro	si	68,1	384	27
Albacar	total	irreconocible	sin piedras	no	10,2	284	4
Alforjeta I	parcial	irreconocible	centro	no	1,4	199	4
Alforjeta II	parcial	leve	centro	no	2,3	199	
Amarga Alta	parcial	semiconfinante	centro y talud	si	22,3	395	27
Amarga Baja	NO cultivada	semiconfinante	centro	si	7,1	292	31
Balsa	total	leve	talud	no	2,9	189	4
Benamud	parcial	leve	sin piedras	no	19,9	459	35
Berchel	total	irreconocible	sin piedras	no	2,6	244	0
Bernab	parcial	leve	centro y talud	no	4,3	310	4
Camarón	NO cultivada	confinante	centro y talud	si	44,7	362	54
Cerrajero	total	irreconocible	sin piedras	no	10,1	703	0
Chamarqueta	total	leve	talud	si	0,5	215	
Corral Viejo	NO cultivada	leve	centro y talud	no	4,9	491	4
Correo	parcial	leve	centro y talud	no	4,6	294	
Don Roque	parcial	val	centro	no	10,0	533	12
Escobedo	total	leve	sin piedras	si	6,2	194	
Farnaca	parcial	val	centro	no	12,2	210	19
Gramenosa	NO cultivada	confinante	centro y talud	no	10,7	462	4
Gros	parcial	val	centro y talud	no	3,9	241	
Guallar	parcial	semiconfinante	centro y talud	si	15,0	278	58
Herrero	parcial	leve	talud	no	3,2	296	
Hoya del Pez	NO cultivada	irreconocible	centro	no	2,5	331	
La Playa	NO cultivada	confinante	centro y talud	si	234,5	601	50
Larga	parcial	val	centro	no	10,4	275	
Berzas	total	leve	talud	si	8,8	233	
Lisonfer	parcial	leve	centro y talud	no	5,5	318	
Muerte	NO cultivada	semiconfinante	centro y talud	si	17,9	303	58
Nieves	total	leve	centro y talud	no	7,0	251	0
Pez	NO cultivada	semiconfinante	sin piedras	si	8,3	502	23
Piñol	NO cultivada	confinante	centro	si	15,7	459	35
Pitamar	parcial	irreconocible	centro y talud	no	4,2	296	
Pito	NO cultivada	confinante	talud	si	67,2	565	35
Pueyo	NO cultivada	confinante	talud	si	24,3	421	38
Rebollón	parcial	semiconfinante	centro y talud	si	16,1	651	27
Rollico	total	semiconfinante	centro y talud	si	40,3	810	38
Salineta	NO cultivada	confinante	talud	si	22,7	430	100
San Miguel	parcial	irreconocible	centro	no	10,4	506	0
Valdecarreta	parcial	val	centro y talud	no	6,9	244	
Valdefrancín	total	val	centro y talud	si	25,7	354	
Valdespartosa	parcial	val	centro	no	14,8	442	8
Vinagrero I	parcial	val	centro y talud	no	5,0	434	4
Vinagrero II	parcial	val	centro y talud	no	5,0	249	4
Yesera I	parcial	leve	centro	no	3,1	252	0
Zaborros	total	leve	sin piedras	no	9,0	147	4

Tabla A4. Transcripción del inventario de Comín y Sanz (1989) para las 40 saladas comunes con el Inventario-2003.

Salada	Superficie (ha)	Talud	Uso agrícola	Vertido de piedras	Agua
Clota-19	3.7	suave	total	si	no
Clota-50	6.5	suave	no	no	no
Clota-51	5.4	suave	total	no	no
Clota-52	5.5	suave	parcial	no	no
Catio I	6.7	importante	total	no	no
Agustín	30.5	importante	no	si	si
Alforjeta II	1.6	suave	total	no	no
Amarga Alta	12.4	importante	no	si	si
Amarga Baja	17.2	importante	parcial	si	si
Balsa	2.9	importante	total	no	no
Benamud	23.6	importante	total	no	no
Camarón	16.1	importante	parcial	no	si
Corral Viejo	9.1	suave	no	si	si
Correo	3.1	suave	parcial	no	no
Farnaca	14.6	importante	parcial	no	no
Gramenosa	14.1	importante	parcial	no	si
Gros	11.3	importante	parcial	no	no
Guallar	7.7	importante	parcial	no	si
Herrero	5.6	suave	total	no	no
Hoya del Pez	1.6	importante	parcial	si	no
La Playa	187.0	importante	no	no	si
Larga	12.4	importante	total	si	no
Berzas	8.0	suave	no	no	no
Lisonfer	9.2	importante	total	no	no
Muerte	10.4	importante	parcial	no	si
Nieves	26.4	suave	no	si	no
Pez	3.8	importante	parcial	no	si
Piñol	10.2	importante	no	si	si
Pitamar	4.0	suave	total	no	no
Pito	49.9	importante	parcial	no	si
Pueyo	15.4	importante	parcial	no	si
Rebollón	16.5	importante	parcial	no	si
Rollico	21.0	importante	parcial	no	si
Salineta	15.7	importante	no	no	si
Valdecarreta	6.0	suave	parcial	si	si
Valdespartosa	15.0	suave	no	no	no
Vinagrero I	2.1	importante	parcial	no	no
Vinagrero II	4.3	importante	parcial	si	no
Yesera I	3.7	suave	no	si	no
Zaborros	9.8	importante	total	no	no

Tabla A5. Cambios producidos entre 1988 y 2003 en el talud de las 40 saladas comparadas. El cambio en el talud siempre es de *importante* a *suave*.

Salada	Sin cambio		Con cambio en el talud
	Talud suave	Talud importante	
Clota-19			
Clota-50			
Clota-51			
Clota-52			
Catio I			
Agustín			
Alforjeta II			
Amarga Alta			
Amarga Baja			
Balsa			
Benamud			
Camarón			
Corral Viejo			
Correo			
Farnaca			
Gramenosa			
Gros			
Guallar			
Herrero			
Hoya del Pez			
La Playa			
Larga			
Berzas			
Lisonfer			
Muerte			
Nieves			
Pez			
Piñol			
Pitamar			
Pito			
Pueyo			
Rebollón			
Rollico			
Salineta			
Valdecarreta			
Valdespartosa			
Vinagrero I			
Vinagrero II			
Yesera I			
Zaborros			

Tabla A6. Cambios producidos entre 1988 y 2003 en la presencia de cultivos de las 40 saladas comparadas.

Salada	Sin cambios			Con cambios		
	No cultivada	Parcialmente cultivada	Totalmente cultivada	No a parcial	No a total	Parcial a total
Clota-19						
Clota-50						
Clota-51						
Clota-52						
Catio I						
Agustín						
Alforjeta II						
Amarga Alta						
Amarga Baja						
Balsa						
Benamud						
Camarón						
Corral Viejo						
Correo						
Farnaca						
Gramenosa						
Gros						
Guallar						
Herrero						
Hoya del Pez						
La Playa						
Larga						
Berzas						
Lisonfer						
Muerte						
Nieves						
Pez						
Piñol						
Pitamar						
Pito						
Pueyo						
Rebollón						
Rollico						
Salineta						
Valdecarreta						
Valdespartosa						
Vinagrero I						
Vinagrero II						
Yesera I						
Zaborros						

Tabla A7. Cambios producidos entre 1988 y 2003 en la presencia de vertidos de piedras de las 40 saladas comparadas.

salada	Sin cambios		Nuevos vertidos de piedras
	Sin piedras	Con piedras	
Clota-19			
Clota-50			
Clota-51			
Clota-52			
Catio I			
Agustín			
Alforjeta II			
Amarga Alta			
Amarga Baja			
Balsa			
Benamud			
Camarón			
Corral Viejo			
Correo			
Farnaca			
Gramenosa			
Gros			
Guallar			
Herrero			
Hoya del Pez			
La Playa			
Larga			
Berzas			
Lisonfer			
Muerte			
Nieves			
Pez			
Piñol			
Pitamar			
Pito			
Pueyo			
Rebollón			
Rollico			
Salineta			
Valdecarreta			
Valdespartosa			
Vinagrero I			
Vinagrero II			
Yesera I			
Zaborros			

Tabla A8. Agua en las saladas observada durante las campañas de campo de enero a junio de 1988 y 2003.

salada	Observación de agua	
	en 1988	en 2003
Clota-19		
Clota-50		
Clota-51		
Clota-52		
Catio I		
Agustín		
Alforjeta II		
Amarga Alta		
Amarga Baja		
Balsa		
Benamud		
Camarón		
Correo		
Farnaca		
Gramenosa		
Gros		
Guallar		
Herrero		
Hoya del Pez		
La Playa		
Larga		
Berzas		
Lisonfer		
Muerte		
Nieves		
Pez		
Piñol		
Pitamar		
Pito		
Pueyo		
Rebollón		
Rollico		
Salineta		
Valdecarreta		
Valdespartosa		
Vinagrero I		
Vinagrero II		
Yesera I		
Zaborros		

Tabla A9. Tamaño de las saladas registrado en 1988 y 2003.

Número	salada	ha medidas		Diferencia			
		1988	2003	ha	%	>15%	
						Disminución	Aumento
43	Clota-19	3,7	1,7	-2,0	-53	-53	
18	Clota-50	6,5	2,5	-4,0	-61	-61	
24	Clota-51	5,4	4,1	-1,3	-24	-24	
53	Clota-52	5,5	2,8	-2,7	-48	-48	
48	Catio I	6,7	2,3	-4,4	-66	-66	
12	Agustín	30,5	68,1	37,6	123		123
30	Alforjeta II	1,6	2,3	0,7	43		43
29	Amarga Alta	12,4	22,3	9,9	80		80
19	Amarga Baja	17,2	7,1	-10,1	-59	-59	
44	Balsa	2,9	2,9	0,0	1	1,414	
5	Benamud	23,6	19,9	-3,7	-16	-16	
21	Camarón	16,1	44,7	28,6	177		177
23	Corral Viejo	9,1	4,9	-4,2	-46	-46	
45	Correo	3,1	4,6	1,5	48		48
9	Farnaca	14,6	12,2	-2,4	-16	-16	
33	Gramenosa	14,1	10,7	-3,4	-24	-24	
52	Gros	11,3	3,9	-7,4	-65	-65	
22	Guallar	7,7	15,0	7,3	95		95
49	Herrero	5,6	3,2	-2,4	-42	-42	
56	Hoya del Pez	1,6	2,5	0,9	54		54
13	La Playa	187,0	234,5	47,5	25		25
51	Larga	12,4	10,4	-2,0	-16	-16	
46	Berzas	8,0	8,8	0,8	10	10,15	
50	Lisonfer	9,2	5,5	-3,7	-40	-40	
27	Muerte	10,4	17,9	7,5	72		72
15	Nieves	26,4	7,0	-19,4	-73	-73	
41	Pez	3,8	8,3	4,5	120		120
5	Piñol	10,2	15,7	5,5	54		54
49	Pitamar	4,0	4,2	0,2	6	5,85	
16	Pito	49,9	67,2	17,3	35	35	35
17	Pueyo	15,4	24,3	8,9	58	58	58
42	Rebollón	16,5	16,1	-0,4	-2	-2,44	
36	Rollico	21,0	40,3	19,3	92		92
3	Salineta	15,7	22,7	7,0	45		45
38	Valdecarreta	6,0	6,9	0,9	15	15	
11	Valdespartosa	15,0	14,8	-0,2	-2	-1,61	
35	Vinagrero I	2,1	5,0	2,9	138		138
34	Vinagrero II	4,3	5,0	0,7	15	15	
28	Yesera I	3,7	3,1	-0,6	-16	-16	
25	Zaborros	9,8	9,0	-0,8	-8	-8,09	



Figura A2. Vistas de algunas saladas con un Índice de Conservación muy bueno. La Playa (a), Salineta (b), Pueyo (c), Pito (d), Piñol (e) y Camarón (f).

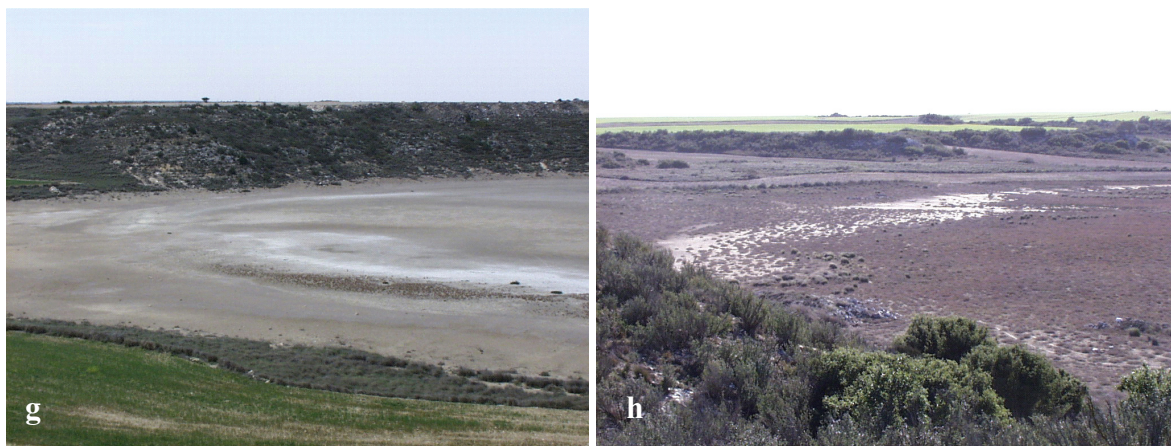


Figura A2 (cont). Vistas de algunas saladas con un Índice de Conservación muy bueno. Pez (g) y Gramenosa (h).



Figura A3. Vistas de algunas saladas con un Índice de Conservación bueno: Rebollón (a y b), Rollico, (c), Guallar (d), Muerte (e) y Amarga Baja (f).



Figura A4. Vistas de algunas saladas con un Índice de Conservación medio: Agustín (a), Valdefrancín (b), Amarga Baja (c), Valdespartosa (d), Farnaca (e) y Benamud (f).



Figura A5. Vistas de algunas saladas con un Índice de Conservación medio: Vinagrero I (a), Vinagrero II (b), Larga (c), Don Roque (d), Gros (e) y Corral Viejo (f). La vegetación halófila y la humedad de sus fondos permiten identificarlas.



Figura A6. Vistas de algunas saladas con un Índice de Conservación malo: Zaborros (a), Correo (b), Escobedo (c), Clota-37 (d), Alforjeta (e) y Clota-94 (f).



Figura A7. Vistas de algunas saladas con un Índice de Conservación malo: Lisonfer (a), Clota-52 (b), Yesera (c), Catio II (d) y Bernab (e). Las saladas se ha reconocido como hoyas u hondonadas de forma más o menos circular vegetación natural más o menos mermada en su centro; a veces sólo se percibe la humedad del fondo y la ausencia de crecimiento del cultivo (d).



Figura A8. Vistas de algunas saladas con un Índice de Conservación muy malo: Cerrajero (a), Nieves (b), Pitamar (c), Clota-50 (d) Clota-51 (e) y San Miguel (f). En general se han localizado gracias a la ayuda de la ortofoto, pues algunas son irreconocibles (a y b).

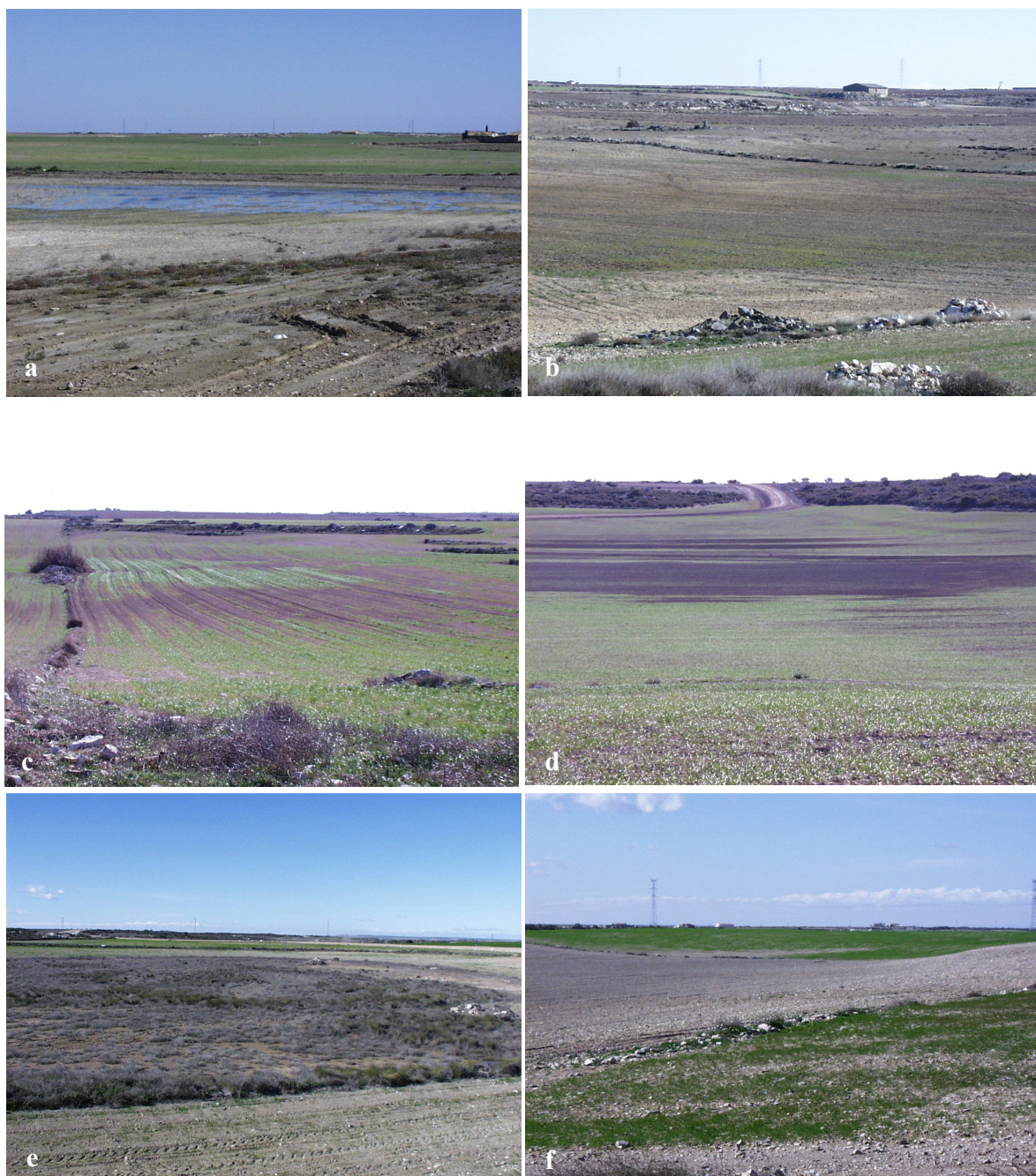


Figura A9. Vistas de algunas saladas con un Índice de Conservación muy malo: Berzas (a), Balsa (b), Clota-19 (c), Catio I (d) Alforjeta (e) y Berchel (f). La presencia de agua permite identificar las saladas muy degradadas, como Berzas (a).



Figura A10. Saladas inundadas entre enero y marzo de 2003 y secas en junio del mismo año, roturadas y cultivadas hasta el borde del agua. Al desaparecer ésta queda una capa de yeso (F.J. Martínez-Montoya, com. pers.) en el fondo y se aprecian vestigios de su uso agrícola anterior: (a) Berzas, (b) Clota-37 y (c) Valdefrancín.

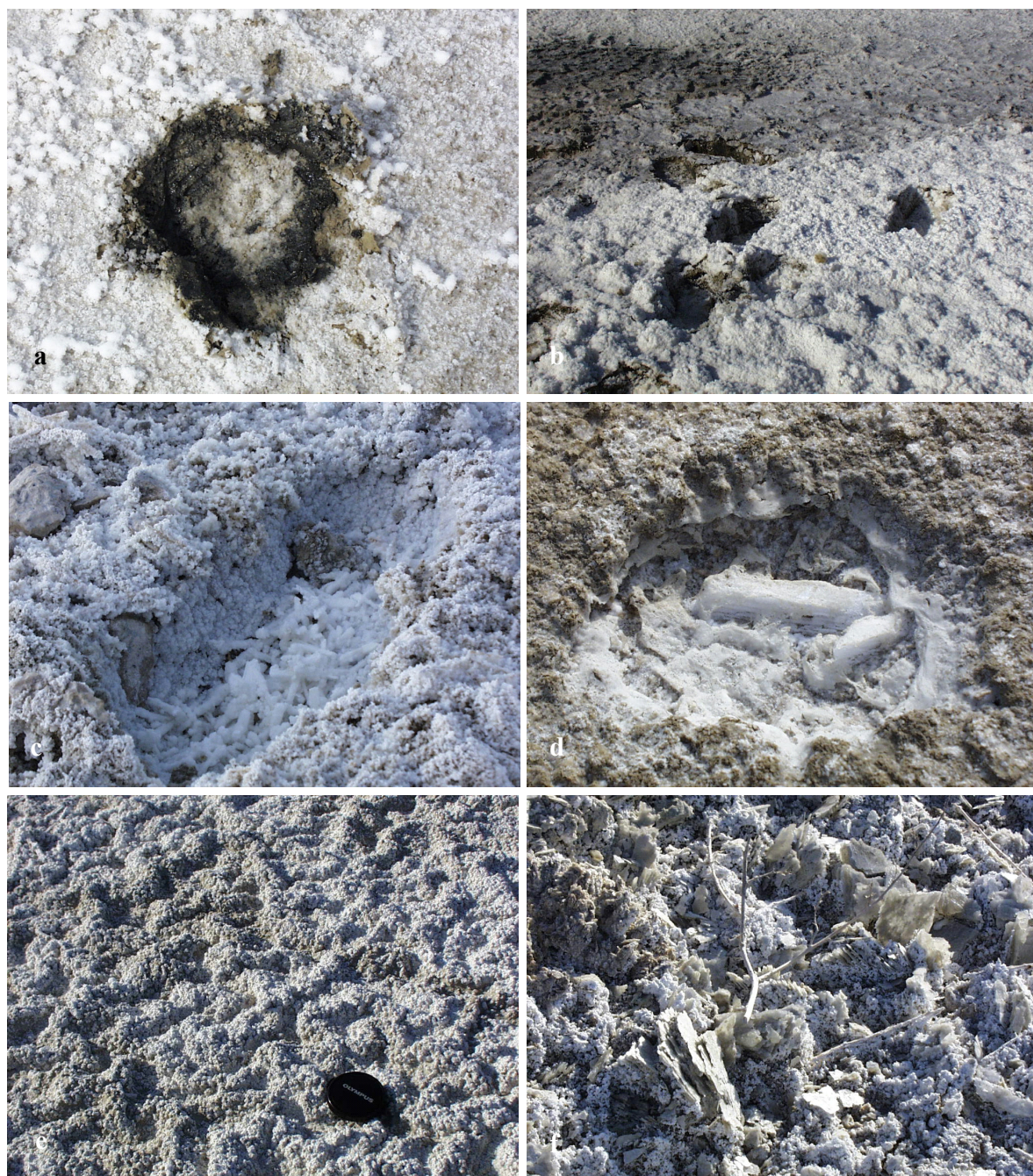


Figura A11. Detalles de las eflorescencias salinas observadas en Salineta en abril y octubre de 2002.



Figura A12. Detalles de los cristales de sales que se forman a expensas de la salmuera: La Playa en mayo de 2003 (a y b), Guallar en febrero de 2003 (c y d), y Salineta en febrero (e) y abril (f) de 2003.



Figura A13. Algunos aspectos del fondo de las saladas cuando se evapora la lámina de agua. Las sales pueden cubrir todo el fondo incrustadas en los tapices de algas arrugados (a) o formando crestas que se alzan entre los polígonos de desecación (d y f). Frecuentemente son evacuadas por el fuerte y constante cierzo, acumulándose los restos a sotavento de nebhkas (c). En algunas saladas que han sido roturadas se ha observado una capa de sales que se incorpora al suelo endureciendo sus primeros centímetros y favoreciendo su agrietamiento (e). Las saladas que conservan su fondo inalterado y no compactado, suelen rezumar cuando se pisan, favoreciendo cristalizaciones lentas y resguardadas del viento (b).



Figura A14. Las matas de *Arthrocnemum* y otros halofitos crecen al sur de Salineta (a), en la duna encharcada que limita la playa E de Muerte (b) o en Piñol (c), formando nebkhas que quedan emergidas durante la inundación, soportando salinidades superiores a las citadas para similares comunidades en el Centro de la Península y Marismas del Guadalquivir (Herrero, 1982). A veces resisten largos periodos de sequía en zonas menos inundables, como en el borde de La Playa (e). Las especies más tolerantes a la salinidad ocupan parte del fondo, como en Rebollón (f) u orlan la orilla, como en Pez (d), diferenciándose de la vegetación que crece en los taludes, menos tolerante a la salinidad.



Figura A15. La vegetación halófila orla el fondo de la salada resistiendo la inundación temporal, como en Camarón (a). Hacia el centro de la salada, la elevada humedad edáfica y la salinidad no permiten el crecimiento ni aún de las especies más tolerantes, observándose suelos desnudos como en Agustín (b), Pueyo (c), Pito (e) y Amarga Baja (f), muy frecuentemente con sales, como en Salineta (d). Los cultivos se han extendido hasta el mismo borde cuando las saladas suelen tener agua (a y c); las piedras se vierten sobre la vegetación de los bordes (e).



Figura A16. Saladas utilizadas como vertederos en Bujaraloz, Salobral (a y b) y en Valfarta (c y d). En Candanos (d y e) algunas se han transformado en balsas para regular los excedentes del riego.



Figura A17. Saladas degradadas por acopios de tierra para obras, como Pitamar (a y b), por vertidos de piedras como Valdecarreta (c) y San Miguel (d) o por otras basuras, como Saladar (e) o Amarga Alta (f).



Figura A18. Algunos ejemplos de afecciones a las saladas debido a la intensificación agrícola. Las pistas bordean o cortan algunas saladas como Farnaca (a y b) y Salineta (c); ésta última, muy próxima al núcleo de Bujaraloz, también está afectada por vertidos de todo tipo (e) y, recién instaladas industrias junto a su borde (d). Recientes vertidos de piedras en clota-37 (f).



Figura A19. Algunos ejemplos de destrucción de la vegetación en los bordes de las saladas mejor conservadas por recientes movimientos de tierras en Guallar (a, b, c), y vertidos de piedras en Guallar (d), Camarón (e) y Pueyo (f).

Capítulo VII

Conclusiones y consideraciones finales

1. Conclusiones generales

Si bien cada uno de los Capítulos anteriores incluye las conclusiones pertinentes, se presentan aquí resumidas y seguidas de unas líneas de investigación futura que han surgido durante la elaboración de la presente Tesis. Para terminar, se formulan algunas recomendaciones para el aprovechamiento de este trabajo en la gestión del territorio.

El empleo de imágenes Landsat ha servido para establecer la historia reciente de las saladas de Bujaraloz-Sástago, completando las escasas observaciones de campo existentes. Esta información es necesaria para detectar alteraciones debidas a los nuevos regadíos y a otros cambios de uso del territorio.

Se ha propuesto una metodología sencilla, a la vez efectiva y práctica, para el tratamiento de las imágenes Landsat. El análisis de las imágenes mediante la clasificación no supervisada se ha apoyado en la interpretación visual de las bandas originales y de diferentes combinaciones de bandas, de la transformación HSI y del análisis de componentes principales. Las observaciones de campo históricas y el conocimiento del área de estudio han sido esenciales en las diferentes fases del análisis e interpretación de los datos de satélite. La información de satélite obtenida desde 1985 hasta 2000 constituye el registro más largo del agua y orlas asociadas de estos humedales.

Se ha creado un catálogo de coberturas de las saladas, aquí llamadas facies, para describir y vigilar estos valiosos hábitats. El catálogo incluye cinco facies: *agua (Water)*, *suelo embebido en agua (Watery Ground)*, *suelo húmedo (Wet Ground)*, *vegetación (Vegetated Ground)* y *suelo desnudo (Dry Bare Ground)*. Durante el periodo estudiado con imágenes de satélite, las dos primeras facies, *agua* y *suelo embebido en agua*, tienen una extensión media del 9% de la superficie total ocupada por las saladas, 1000 ha; el *suelo desnudo* supone el 18% de dicha superficie; la *vegetación* ocupa el 34% y el *suelo húmedo*, el 48%.

La extensión de cada facies y su evolución desde 1985 hasta el presente, es una información histórica imprescindible para estudiar la evolución de estos hábitats, especialmente para integrar nuevos factores como el posible aumento de la entrada de agua en las saladas procedente del riego de los campos adyacentes. No se ha observado una tendencia en la variación de las facies durante el periodo estudiado, únicamente la vegetación ha aumentado mientras el suelo desnudo ha disminuido, quizás debido a cambios en el uso agrícola o en las condiciones climáticas. El carácter fluctuante del agua ha quedado

confirmado por el elevado coeficiente de variación de las facies que la representan, *agua* y *suelo embebido en agua*. La superficie evaporante total, representada por las facies que contribuyen a la descarga de agua subterránea en las saladas, *agua*, *suelo embebido en agua* y *suelo húmedo*, no presenta cambios significativos durante el periodo estudiado.

La definición de estas facies con los criterios apropiados y bajo un nuevo concepto que integra datos de campo y de satélite, ha superado la asincronía de ambas fuentes, y proporciona detalle temático del más amplio registro disponible de estos hábitats, en tiempo y espacio.

Se han identificado los ciclos de presencia–ausencia de agua en las ocho saladas tipo playa-lake más grandes del complejo endorreico de Bujaraloz-Sástago. Los patrones de inundación obtenidos a partir de registros de campo y a partir de teledetección son similares y mantienen una estrecha relación con las unidades hidrogeológicas establecidas por otros autores. Un grupo está formado por playa-lakes del suroeste de la plataforma: Rollico, Rebollón y Camarón; el segundo grupo lo forman Guallar, Muerte y Piñol, en el centro de la plataforma; Salineta, en el norte, queda aparte exhibiendo la mayor presencia de agua; La Playa, la más grande, también queda sola con un comportamiento intermedio entre Salineta y el segundo grupo, y la presencia de agua en ella es indicador de la presencia de agua en todos los playa-lakes durante el periodo estudiado. La relación entre la ocurrencia de agua y la cota de los playa-lakes muestra el mismo agrupamiento: Rollico y Rebollón, las más bajas, tienen mayor presencia de agua que Guallar, Muerte y Piñol, más elevadas.

Se ha confirmado la relación entre la ocurrencia de agua en los playa-lakes y la lluvia y evapotranspiración precedentes, tanto para los calados medidos en campo como para las superficies de agua obtenidas de satélite. Así, existe una relación significativa entre las medidas de agua en los playa-lakes y las lluvias acumuladas durante los 180 días previos a dichas medidas, y esta relación decrece hacia el suroeste de la plataforma. También hay una relación significativa de la ocurrencia de agua y la evapotranspiración acumulada en los 15 días previos a la medida, excepto para Salineta, que mantiene una mayor relación con la evapotranspiración acumulada en periodos más largos, de 180 días. Se han observado diferencias en la respuesta de los calados y de las superficies de agua a la evapotranspiración acumulada, atribuibles a la frecuencia y periodo abarcado de cada fuente; ambas medidas se consideran útiles a diferentes escalas de observación, si bien el carácter sinóptico es propio del satélite.

Frente a los pocos datos de calado existentes y los inconvenientes de la medida con escalas, la teledetección proporciona datos cuantitativos y sinópticos de la extensión de agua en los playa-lakes, muy útil para conocer su régimen hídrico y detectar alteraciones de las condiciones de estos hábitats.

Esta aproximación empírica al comportamiento hidrológico representa un modo sencillo de abordar el aprovechamiento de las escasas observaciones y de diseñar un esquema práctico de seguimiento, en espera de poder integrar información referente a hidrología y suelos, evaporación de salmueras, y otros aspectos aún no estudiados.

Se ha profundizado el estudio del balance de agua en la plataforma de Bujaraloz-Sástago incorporando calados de campo y superficies de imágenes de satélite. El balance hídrico en tres playa-lakes seleccionados, La Playa, Salineta y Guallar, ha permitido reproducir las medidas de agua en ellos durante el periodo 1993-1997, con valores aceptables y errores cuadráticos medios de 0.28 m, 0.14 m y 0.13 m, respectivamente. El balance se ha calibrado mediante seis ejecuciones del programa BALAN 11, en las que se han ensayado los parámetros siguientes: la reserva útil del suelo, el coeficiente de almacenamiento del acuífero, la recarga directa y los coeficientes de escorrentía. Las entradas de agua computadas proceden del balance de agua aplicado a toda la plataforma endorreica y de la superficie de sus cuencas vertientes. Si se considera la evaporación capilar en una orla alrededor de la lámina de agua, se incrementa la tasa de evaporación en el balance; ello mejora el ajuste en los tres playa-lakes, especialmente en el caso de La Playa.

Con la aplicación de este modelo se ha avanzado en el conocimiento del régimen hídrico de las saladas del sur de Monegros, analizando con mayor detalle la relación entre la ocurrencia de agua y las variables meteorológicas, explorada en el Capítulo IV. Sin embargo, la correlación entre las medidas de agua y las estimaciones del balance muestra valores de r^2 bajos debido a la incertidumbre de algunos de los datos empleados, como son las características del suelo de la plataforma y la topografía de los fondos de las saladas. Además, se podría afinar más con medidas pluviométricas y de evaporación registradas en campo, datos reales del espesor del suelo y de los parámetros hidrodinámicos.

La teledetección ha sido esencial para estudiar el estado actual de las saladas de Bujaraloz-Sástago. Las observaciones de campo del año 2003 integradas con datos de satélite y otros extraídos de documentos dispersos e inéditos, ha confirmado los cambios sufridos en estos hábitats debido a la intensificación agrícola; ésta ha llegado hasta donde lo permite la dinámica de los ciclos de inundación y la salinidad de los suelos. En el año 2003 son

irreconocibles como saladas el 28% de ellas, incorporadas a los cultivos circundantes o afectadas por pistas o vertidos. El 90% de las saladas estudiadas presentan vertidos de piedras y el 80% están invadidas por cultivos en mayor o menor grado. El Inventario-2003 obtenido podría completarse y actualizarse con nuevas campañas de campo y, además, servir de referencia para la extracción de nueva información de satélite.

Se han evaluado los cambios producidos en las saladas en las últimas décadas debido a la presión agrícola. Entre 1988 y 2003 el talud se ha degradado en el 23% de las saladas estudiadas debido a movimientos de tierras y entrada de maquinaria; se han producido nuevas invasiones por los cultivos en el 30% de ellas, y nuevos vertidos de piedras o escombros en el 63%. La mitad de las saladas ha disminuido su tamaño por eliminación de vegetación halófila; muchas de las saladas inventariadas en 1988 son difícilmente reconocibles en 2003, y algunas han desaparecido. Este estudio queda abierto porque las obras asociadas con la instalación de nuevos regadíos están en curso produciendo nuevos cambios.

Los índices de Conservación y de Vulnerabilidad establecidos cuantifican el estado de conservación de las saladas y su riesgo de degradación. Así, el 50% de las saladas estudiadas está en mal o muy mal estado y sólo el 20% tiene un estado de conservación bueno o muy bueno; éstas son las de mayor presencia de agua, situadas en el centro y oeste de la plataforma, y Gramenosa, más aislada al sur. Teniendo en cuenta las transformaciones y la urbanización de la zona asociada a la instalación de los regadíos, la vulnerabilidad previsible es alta para el 73% de las saladas, incluyendo indiscriminadamente las de tamaño medio y abundante vegetación halófila, como Agustín, Farnaca, Benamud y Gramenosa.

Las saladas con mejor condición actual, por su buen estado y su baja vulnerabilidad, son del tipo playa-lake: La Playa, Pueyo, Pito, Guallar Muerte, Piñol, Camarón, Rebollón y Rollico. Las saladas más afectadas por los nuevos regadíos son Agustín, Gramenosa y Salineta, esta última también del tipo playa-lake. La valoración de la condición actual de las saladas permite establecer prioridades con vistas a su cuidado y recuperación. Esta valoración, además de mejorar el conocimiento de las saladas, podría ser útil en la gestión del territorio, pues constituye un punto de partida y un reto para los expertos en planificación y ordenación territorial.

La teledetección es un apoyo fundamental al registro de datos de campo para conocer el estado de las saladas de Monegros y estudiar su evolución, retrospectiva y futura, tanto desde el punto de vista hídrico como, en general, de su conservación. La información periódica, sincrónica y sinóptica de los satélites es irremplazable en cantidad y en calidad, por su

perspectiva y la variedad de datos de la superficie del terreno que aportan. Además podría sustituir a los datos de campo cuando no se dispone de ellos.

2. Líneas de investigación futura

La elaboración de esta Tesis ha suscitado nuevas líneas de investigación. Una de ellas, ya iniciada, es la explotación de imágenes de radar de apertura sintética para extraer información hídrica y de otros aspectos de interés cuando la nubosidad impide el empleo de sensores ópticos. La rugosidad y la humedad de las superficies serían nuevos datos a incorporar a futuros estudios, tanto de manera independiente como integrados con bandas ópticas, mediante fusión u otras técnicas, para mejorar la discriminación de las facies de las saladas y el conocimiento de su funcionamiento hídrico y de su estado de conservación.

La explotación de las imágenes ópticas podría ampliarse para estudiar la calidad del agua en estos y otros humedales afectados por actividades agrícolas próximas. Estudiar los episodios de aparición de pigmentos rojos, la turbidez, el contenido en clorofila etc. en imágenes actuales y retrospectivas permitiría detectar procesos de degradación de estos hábitats. Aunque para ello podría ser más apropiado el uso de sensores aeroportados e hiperespectrales, por su resolución espacial, espectral y radiométrica, éstos suelen ser actuales y de uso programado, mientras que los satélites Landsat llevan más de 30 años tomando y archivando imágenes automáticamente.

Paralelamente a la evolución de las saladas convendría analizar los cambios ocurridos en su alfoz, relacionados con la intensificación agrícola. La parcelación, roturación y abandono de las tierras de la plataforma influye en el régimen hídrico y en el estado del territorio.

Dada la sensibilidad de los humedales, su estudio podría integrarse con el de playa-lakes similares para identificar patrones de funcionamiento asociables a variaciones climáticas u otras, tanto regionales como de escala más amplia. Así, comparar la evolución de los playa-lakes de Monegros, u otros de la Depresión del Ebro, con las sebkhas del norte de África podría contribuir al conocimiento de procesos comunes en el entorno del Mediterráneo.

La teledetección es ideal para estudios territoriales que requieren datos sincrónicos y periódicos en puntos distantes. Este es el caso del estudio sistemático de los humedales, previsto por la legislación vigente, aún más cuando no se dispone de otros registros de su estado hídrico. En España, el estudio retrospectivo de los humedales mediante imágenes Landsat sería el más largo disponible, suficiente para registrar las transformaciones y alteraciones de estos hábitats y de su entorno, producidas en las últimas décadas.

3. Recomendaciones

Tanto si se desea la conservación y defensa de los hábitats de las saladas como la explotación agrícola del territorio, se debe profundizar en el conocimiento de la hidrología de las saladas y su repercusión sobre el medio, dados los cambios previsibles ante la instalación de los nuevos regadíos.

Para ello habría que mejorar la calidad y precisión espacial y temporal de los datos de entrada de los balances. Entre las acciones necesarias cabe mencionar: levantamiento topográfico actual y detallado, instalación de estaciones meteorológicas automáticas, y reinstalación de escalas en las saladas. También sería conveniente un estudio edafológico de la plataforma, incluyendo parámetros hídricos básicos, a escala de al menos 1:25000. Integrar datos del riego y sus efluentes es fundamental para detectar e incluso prevenir los incrementos de inundaciones, los encharcamientos del suelo y efectos derivados de ello, y para planificar posibles actuaciones.

Se debería continuar y actualizar la sistematización del estudio de las saladas mediante herramientas SIG, que ya ha permitido integrar datos de diversa fuente y naturaleza, cuantificar rasgos de difícil medida en campo y contrastar espacialmente los resultados. Obviamente, podrían emplearse otros criterios para valorar las saladas y cuantificar su estado, desde un punto de vista ecocéntrico u otro.